



Universidad
Zaragoza

Trabajo Fin de Grado

El galápago de Florida *Trachemys scripta* en Aragón y su competencia con los galápagos autóctonos ibéricos

Red-eared slider turtle *Trachemys scripta* in Aragon and its competition with native Iberian turtles

Autor

Carlos Montull Cereceda

Codirectores

Joaquín Guerrero Campo

Juan Herrero

ESCUELA POLITÉCNICA SUPERIOR

2019

Resumen

El galápago de Florida *Trachemys scripta* es el reptil introducido con mayor distribución en España, está considerada especie invasora, así como una de las especies más perjudiciales para la fauna nativa del mundo. Con el fin de conocer su distribución y la posible competencia con los dos galápagos autóctonos, el galápago leproso *Mauremys leprosa* y el galápago europeo *Emys orbicularis* en Aragón, he: (i) cartografiado sus citas entre 1998 y 2015; (ii) estudiado la evolución de las tres especies en la Reserva Natural Dirigida de Los Sotos y Galachos del Ebro (RNS) entre 2004 y 2015; (iii) llevado a cabo una estima poblacional de las especies autóctonas en la RNS durante 2015 y (iv) comparado la eficacia de dos tipos de trampeo para las tres especies. En Aragón, su distribución ha aumentado considerablemente desde 2010, dónde los datos mostraban cuatro cuadrículas UTM 10 x 10 km con presencia, siendo en 2015 de 34 cuadrículas (5,8 % de ocupación). Se ha establecido fundamentalmente en el Valle Medio del Ebro donde coincide con las dos especies autóctonas. Para caracterizar el estado de las poblaciones de las tres especies y su evolución en la RNS llevé a cabo un muestreo entre abril y agosto de 2015 en el que se capturaron con una nasa, pesaron y midieron los individuos (n=148). A pesar de los esfuerzos de captura que se han llevado a cabo desde 2004, el galápago de Florida sigue estando presente con una proporción significativamente mayor de hembras y, además, se reproduce en libertad. El galápago europeo fue la especie más capturada en 2004 (45% de las capturas), pasando a un 14% en 2006 y al 20% en 2015. El galápago leproso ha pasado del 23% de capturas en 2004, 57% en 2006, a 50% en 2015. La estima poblacional de las especies autóctonas para el año 2015 es de 88 (\pm EE 31) ejemplares para el galápago leproso y de 33 (\pm EE 18) ejemplares para el europeo. Es necesario continuar con los esfuerzos de captura y eliminación del galápago invasor, rediseñar la nasa para mejorar su efectividad y llevar a cabo campañas de sensibilización que mitiguen la liberación continuada de ejemplares al medio natural.

Palabras clave: galápago europeo *Emys orbicularis*, galápago leproso *Mauremys leprosa*, especies invasoras, Reserva Natural Dirigida de los Sotos y Galachos del Ebro.

Abstract

The red-eared slider turtle *Trachemys scripta* is the introduced reptile with the largest distribution in Spain, and it is considered an invasive species as well as one of the most serious threats for native fauna around the world. In order to ascertain its distribution and possible competition with the two autochthonous species, the Spanish pond turtle *Mauremys leprosa* and the European pond turtle *Emys orbicularis* in Aragon, this study has: (i) mapped its presence between 1998 and 2015; (ii) studied the evolution of the three species in the Reserva Natural Dirigida de Los Sotos y Galachos del Ebro (RNS) between 2004 and 2005; (iii) carried out a demographic estimation of autochthonous species in the RNS during 2015 and (iv) compared the efficacy of the two types of trapping. In Aragon, its distribution has significantly increased since 2010, where the data showed four 10 x 10 km UTM grids with presence signs. In 2015 it raised to 34 grids (5.8 % of occupation). This has been mainly implemented in the Valle Medio del Ebro, where it coincides with the two indigenous species. So as to characterise the state of the stock of these three species and their evolution in the RNS, a sampling between April and August 2015 was conducted in which individuals were captured with hoop-net traps, weighed and measured (n=148). Notwithstanding the capture efforts carried out since 2004, the red-eared slider continues to be present with a significantly larger proportion of females which, moreover, reproduce freely. The European pond turtle was the most caught species in 2004 (45 % of captures), moving from 14 % in 2006 to 20 % in 2015. The Spanish pond turtle has gone from 23 % of captures in 2004, to 57 % in 2006, and to 50 % in 2015. The population estimate of the autochthonous species for the year 2015 is of 88 (\pm SE 31) specimens for the Spanish pond turtle and of 33 (\pm EE 18) specimens for the European. Further efforts would be necessary in order to continue with the capture and removal of the freshwater turtle, redesign the pot to improve its effectiveness, and carry out awareness-raising campaigns that mitigate the continuous release of specimens into the wild.

Key words: European pond turtle *Emys orbicularis*, Spanish pond turtle *Mauremys leprosa*, invasive species.

Índice

1.	Introducción	9
1.1.	Antecedentes	9
1.1.1.	Las especies exóticas invasoras	9
1.1.2.	Biología del galápago de Florida.....	13
1.1.3.	Biología de los galápagos autóctonos ibéricos	25
1.1.4.	Competencia con los galápagos autóctonos	29
1.1.5.	Síntesis de la ecología de los tres galápagos	30
1.1.6.	Campañas de captura en las Lagunas de Estaña (Benabarre) y el río Guadalupe (Alcañiz)	31
1.1.7.	Trabajos llevados a cabo en el área de estudio	32
1.2.	Justificación	33
1.3.	Objetivos	34
2.	Material y métodos	35
2.1.	Áreas de estudio.....	35
2.1.1.	Aragón	35
2.1.2.	La Reserva Natural Dirigida de los Sotos y los Galachos del Ebro	35
2.2.	Trabajo de campo	37
2.3.	Tratamiento de los datos	40
2.3.1.	Estandarización de la base de datos.....	40
2.3.2.	Distribución del galápago de Florida en Aragón (1998-2015).....	40
2.3.3.	Poblaciones de galápagos autóctonos en simpatria con el galápago de Florida en Aragón	41
2.3.4.	Estimación y evolución poblacional	41
2.3.5.	Determinación de la estructura poblacional	43
2.3.6.	Tamaño medio.....	44
2.3.7.	Sex ratio	44
2.3.8.	Comparación de dos tipos de trampeo	44
2.3.9.	Análisis estadístico	45
3.	Resultados	47
3.1.	Distribución general del galápago de Florida en Aragón (1998-2015).....	47
3.2.	Poblaciones de galápagos autóctonos en simpatria con el galápago de Florida en Aragón	49

3.2.1.	Lagunas de Estaña (Benabarre)	49
3.2.2.	Río Guadalope (Alcañiz)	50
3.2.3.	Entorno de Zaragoza: Galachos del Ebro, balsa del Ojo del Cura, balsa del Fraile, balsa de Larralde, Bajo Gállego	51
3.3.	Situación de los galápagos en la RNS	51
3.3.1.	Evolución de las poblaciones.....	51
3.3.2.	Estima del tamaño de las subpoblaciones	54
3.3.3.	Estructura de tamaños y su evolución	56
3.3.4.	Evolución del tamaño medio.....	60
3.3.5.	Sex-ratio.....	63
3.3.6.	Comparación entre dos tipos de trampas	65
4.	Discusión	69
5.	Conclusiones	75
6.	Recomendaciones	76
7.	Agradecimiento	77
8.	Bibliografía	78
9.	Anexos	90
9.1.	Anexo I: Identificación de los galápagos autóctonos	90
9.2.	Anexo II: Autorización captura de galápagos	91
9.3.	Anexo III: Código de Holland (1991) de marcaje de galápagos	93
9.4.	Anexo IV: Fotografía inferior y superior de ejemplares capturados.....	94
9.5.	Anexo V: Fichas de campo	95
9.6.	Anexo VI: Estructuras poblacionales por año.....	97
9.7.	Anexo VII: Capturas según el tamaño y según el tipo de nasa.....	100

Índice de figuras

Figura 1. Diferencias físicas de las 3 subespecies del galápago de Florida. Detalle de la cabeza y vista general de la tortuga de orejas amarillas. Fuente: Díaz-Paniagua <i>et al.</i> , 2005; Martínez-Silvestre <i>et al.</i> , 2011.	15
Figura 2. Diferencias físicas de las 3 subespecies del galápago de Florida. Detalle de la cabeza y vista general de la tortuga de orejas rojas. Fuente: Díaz-Paniagua <i>et al.</i> , 2005; Martínez-Silvestre <i>et al.</i> , 2011.	16
Figura 3. Diferencias físicas de las 3 subespecies del galápago de Florida. Detalle de la cabeza y vista general de la tortuga de Cumberland. Fuente: Díaz-Paniagua <i>et al.</i> , 2005; Martínez-Silvestre <i>et al.</i> , 2011.	16
Figura 4. Cría de tortuga de orejas amarillas. Fuente: Martínez-Silvestre <i>et al.</i> , 2011.	17
Figura 5. Cría de tortuga de orejas rojas. Fuente: Martínez-Silvestre <i>et al.</i> , 2011.	17
Figura 6. Cría de tortuga de Cumberland. Fuente: Martínez-Silvestre <i>et al.</i> , 2011.	17
Figura 7. Distribución del galápago de Florida en España con recopilación de citas hasta el año 2010. Fuente: Martínez-Silvestre <i>et al.</i> , 2011.	22
Figura 8. Foto aérea de la zona norte de la RNS. Fuente: Gobierno de Aragón, 2016.	37
Figura 9. Nasa flotante cebada para la captura de galápagos. Fuente: APN de la RNS.	38
Figura 10. Sexado del galápago de Florida según la posición de su cloaca. Fuente: APN de la RNS.	39
Figura 11. Distribución del galápago de Florida en Aragón (1998 – 2015).	48
Figura 12. Estructura poblacional del galápago europeo en las Lagunas de Estaña (Benabarre, Huesca), 2010-2013.	50
Figura 13. Estructura poblacional del galápago leproso en el río Guadalope (Alcañiz, Teruel), 2012.	50
Figura 14. Ejemplares distintos capturados de galápago leproso, europeo y de Florida por año dentro del periodo (30/04 – 07/08), 2004-2015.	52
Figura 15. Porcentaje anual de ejemplares distintos capturados por especie respecto al total de galápagos capturados en la RNS (2004-2015).	53
Figura 16. Curva de saturación del galápago leproso en la RNS (2005).	54

Figura 17. Curva de saturación del galápago leproso en la RNS (2006).	54
Figura 18. Curva de saturación del galápago leproso en la RNS (2015).	55
Figura 19. Estructura poblacional del galápago de Florida en la RNS (2015).	56
Figura 20. Estructura poblacional del galápago europeo en la RNS. (2015).	57
Figura 21. Estructura poblacional del galápago leproso en la RNS. (2015).	57
Figura 22. Estructura poblacional del galápago leproso, europeo y de Florida en la RNS (2004)	59
Figura 23. Estructura poblacional del galápago leproso, europeo y de Florida en la RNS (2005)	59
Figura 24. Estructura poblacional del galápago leproso, europeo y de Florida en la RNS (2006)	59
Figura 25. Estructura poblacional del galápago leproso, europeo y de Florida en la RNS (2015)	59
Figura 26. Tamaño medio (cm) del galápago de Florida por año en la RNS.	60
Figura 27. Tamaño medio del galápago europeo por año en la RNS.	61
Figura 28. Tamaño medio del galápago leproso por año en la RNS.	62
Figura 29. Sex-ratio del galápago leproso, europeo y de Florida en la RNS (2004).	64
Figura 30. Sex-ratio del galápago leproso, europeo y de Florida en la RNS (2005).	64
Figura 31. Sex-ratio del galápago leproso, europeo y de Florida en la RNS (2006).	64
Figura 32. Sex-ratio del galápago leproso, europeo y de Florida en la RNS (2015).	64
Figura 33. Número de capturas de los galápagos en la RNS según especie y tipo de nasa (2015)	65
Figura 34. Tamaño medio (cm) de los galápagos capturados según el tipo de nasa en la RNS (2015).	67
Figura 35. Galápagos capturados en la RNS según clase de tamaño en la nasa grande (2015).	67
Figura 36. Galápagos capturados en la RNS según clase de tamaño en la nasa pequeña (2015)	68
Figura 37. Identificación de los galápagos autóctonos. Fuente: Díaz-Paniagua <i>et al.</i> , 2005.	90

Índice de tablas

Tabla 1. Características ecológicas de las tres especies de galápagos.	31
Tabla 2. Clases de edad por especie de galápagos en el RNS. Adaptado de Keller (1997); Outerbridge (2008).....	43
Tabla 3. Ejemplares totales distintos (sin contar recapturas) capturados por especie y por año en la RNS.	52
Tabla 4. Capturas totales y en porcentaje entre paréntesis de ejemplares distintos, sin contar recapturas, por año y por galacho en la RNS.	53
Tabla 5. Índice de recaptura de Lincoln-Petersen en los galápagos autóctonos en la RNS (2015). Periodo de captura: del 30-04 al 31-05. Período de recaptura: del 08-06 al 07-08.....	55
Tabla 6. Índice de Lincoln-Petersen por especie en el año 2015. Periodo de captura: del 30-04 al 14-07. Período de recaptura: del 24-07 al 07-08.	55
Tabla 7. Resultados del test de normalidad para la variable tamaño medio del galápagos de Florida.....	60
Tabla 8. Resultados del test de normalidad para la variable tamaño medio de galápagos europeo en la RNS.	61
Tabla 9. Resultados del test de normalidad para la variable tamaño medio del galápagos leproso.	62
Tabla 10. Resultados de la prueba de los rangos con signo de Wilcoxon según la captura por especie en la RNS.	66
Tabla 11. Resultados del test de normalidad para las variables tamaño medio de los galápagos en la nasa grande y en la nasa pequeña en la RNS (2015).....	66
Tabla 12. Capturas de menor a mayor y según el tipo de nasa.....	100

1. Introducción

1.1. Antecedentes

1.1.1. *Las especies exóticas invasoras*

Existen diferentes definiciones de especie exótica invasora (en adelante EEI).

La Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) define EEI como aquella especie que se establece en un ecosistema o hábitat natural o seminatural; es un agente de cambio y amenaza la diversidad biológica nativa (UICN, 2000; Capdevila Argüelles *et al.*, 2006).

Mooney (2001) añade que las EEI no solo suponen efectos negativos ecológicos, sino también económicos y sociales (CBD, 2001).

El Convenio de Diversidad Biológica (Convention on Biological Diversity, CBD, 2009) define EEI como aquellas especies que bien se establecen o son introducidas por la acción humana en ecosistemas fuera de su rango natural y que causan daños socioeconómicos y efectos negativos en la biodiversidad, la seguridad alimentaria, la salud humana y animal.

La Ley 33/2015, de 21 de septiembre, por la que se modifica la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad de España, define una EEI como *“aquella que se introduce o establece en un ecosistema o hábitat natural o seminatural y que es un agente de cambio y amenaza para la diversidad biológica nativa, ya sea por su comportamiento invasor, o por el riesgo de contaminación genética”*

Todas estas definiciones ponen de manifiesto el importante impacto negativo que pueden tener en la salud humana, en la economía y especialmente en la biodiversidad.

Es conveniente enumerar las siguientes características e impactos generales de las especies invasoras (CBD, 2001):

- La introducción de especies alóctonas se puede producir de manera intencionada o accidental.
- Esta miscelánea de biota puede ser beneficiosa o perjudicial para la biodiversidad y los ecosistemas.
- Debido al comercio internacional, la introducción de especies se ha incrementado notablemente.
- EEI representan a todos los grupos taxonómicos y pueden ser originarias de todos los continentes.
- Las EEI han llegado a alterar trayectorias evolutivas.

- Pueden perturbar los procesos ecológicos de los ecosistemas.
- Causan daños ecológicos, económicos y en la salud humana.

Hay que tener en cuenta que la mayor parte de las especies exóticas no son invasoras. De hecho, la mayoría de las especies alóctonas no representan ningún problema ambiental o incluso son beneficiosas o aprovechables por el ser humano como por ejemplo la patata *Solanum tuberosum* y el maíz *Zea mays*. Algunos autores consideran que aproximadamente el 10 % de las especies introducidas se naturalizan, es decir, se adaptan al nuevo ambiente. De ese 10 % que se naturalizan solo el 10 % de las mismas se reproducen y se expanden con éxito. Al final, solo un 1 % de las especies introducidas llegan a ser una EEI (Williamson y Fitter, 1996). Sin embargo, esta pequeña fracción de especies que llegan a ser invasoras puede causar enormes daños (CBD, 2001).

En España se aprecia un incremento continuado de EEI de fauna y flora, alcanzando proporciones alarmantes de especies naturalizadas en algunos grupos como los peces de agua dulce (Castro-Díez *et al.*, 2004).

1.1.1.1 Efectos negativos de las invasiones biológicas

Hablamos de invasiones biológicas cuando las EEI alcanzan un nuevo territorio y se propagan por él a gran velocidad, alterando la estructura y funcionamiento del ecosistema receptor (Castro-Díez *et al.*, 2004).

Mientras en el pasado las montañas y océanos del planeta actuaban como barreras naturales para las especies, las migraciones y el comercio humanos supusieron las primeras introducciones de especies alóctonas. Actualmente la magnitud y la frecuencia de estas introducciones se han incrementado notablemente debido a la globalización y al transporte masivo de personas y mercancías (Lowe *et al.*, 2000).

Existen muchos casos a lo largo de la historia de introducciones intencionadas que han tenido efectos desastrosos en el medio ambiente y en la sociedad, como por ejemplo la introducción de la perca del Nilo *Lates niloticus* en el lago Victoria que resultó en la extinción de más de 200 especies de peces y supuso la ruina de su población humana (Lowe *et al.*, 2000). Otros ejemplos bien conocidos incluyen la invasión de la hormiga de fuego *Solenopsis* sp. en el sur de Estados Unidos de Norteamérica (EUN), el mejillón cebra *Dreissena polymorpha* en los Grandes Lagos del este de Europa, o la ardilla gris *Sciurus carolinensis* en Reino Unido que ha llevado a la extinción a la ardilla roja *Sciurus vulgaris* (ver Guerrero y Jarne, 2014 para una recopilación).

Los efectos negativos que las invasiones biológicas pueden tener son muchos. Hay especies que pueden favorecer incendios, causar enfermedades, eliminar a otras especies, pueden interrumpir ciclos ecológicos, destruir bosques y diezmar cultivos, perjudicar la pesca, impedir la navegación, obstruir e inutilizar las infraestructuras del agua y ser contaminantes, entre otros (CBD, 2001).

A continuación, se exponen más detalladamente cuatro importantes consecuencias de las invasiones biológicas (Castro-Díez *et al.*, 2004).

Desplazamiento de especies nativas

Esto ocurre cuando la especie introducida ocupa el mismo nicho ecológico que una especie nativa, pero con mayor eficacia. Es el caso del cangrejo rojo americano *Procambarus clarkii* que debido a su voracidad ha desplazado al cangrejo común *Austropotamobius pallipes* en buena parte de los ríos de la Península Ibérica (Castro-Díez *et al.*, 2004). Ocurre lo mismo con el visón americano *Neovison vison* que está desplazando al visón europeo *Mustela lutreola* (Guerrero y Jarne, 2014) y con el galápago de Florida que desplaza al galápago leproso *Mauremys leprosa* y al europeo *Emys orbicularis* (Arvy y Servan, 1996; Cady y Joly, 2003, 2004; Patiño-Martínez y Marco, 2005; Pérez-Santigosa, 2007; Pérez-Santigosa *et al.*, 2013; Polo-Cavia *et al.*, 2014; Pearson *et al.*, 2015).

La ocupación de nichos y el desplazamiento de las especies nativas se dan debido a la mayor voracidad y agresividad de las EEI, mejor adaptación a condiciones climáticas cambiantes y resistencia a enfermedades y plagas que muchas veces portan las mismas especies exóticas (Polo-Cavia *et al.*, 2014; Iglesias *et al.* 2015; Meyer *et al.*, 2015).

Hibridación y contaminación genética

El intercambio genético con especies nativas puede amenazar la persistencia de estas últimas. Además, el simple cruce entre especies reduce la cantidad de descendientes de la población por inviabilidad de los embriones híbridos. Esto ocurre, por ejemplo, cuando las hembras de visón europeo son fertilizadas por machos de visón americano (Castro-Díez *et al.*, 2004).

Alteraciones de las redes de interacción entre especies de la comunidad

Las EEI interfieren en la dinámica de la comunidad. Por ejemplo, en los matorrales sudafricanos donde los incendios son frecuentes, las hormigas recolectan semillas que entierran en sus galerías como reserva de alimento protegiéndolas del fuego. El desplazamiento de estas hormigas grandes autóctonas por la pequeña hormiga argentina *Linepithema humile* hace que algunas semillas se queden sin enterrar y sean destruidas por el fuego. Algo parecido ocurre en las riberas ibéricas debido a la sustitución de árboles autóctonos por árboles exóticos como el eucalipto *Eucalyptus globulus*. La hojarasca del eucalipto, rica en taninos y fenoles, que cae al río, es más difícil de descomponer y digerir por aquellos invertebrados acuáticos que se alimentan de ella. Estos invertebrados ven mermados sus recursos alimenticios y esto altera el equilibrio de toda la comunidad acuática (Castro-Díez *et al.*, 2004).

Alteración de las condiciones del ecosistema nativo

Es el caso del mejillón cebra cuyos impactos en el hábitat son: incremento de la complejidad del hábitat, disminución del oxígeno disuelto por respiración y eliminación del fitoplancton, incremento de la transparencia de las aguas debido a la eliminación de partículas en suspensión, lo cual favorece condiciones bentónicas en el fondo favorables para la producción de algas y como resultado se reduce la infiltración de luz solar y se dan condiciones anóxicas (Durán *et al.*, 2007).

1.1.1.2 El galápagos de Florida como especie exótica invasora

El galápagos de Florida es una EEI y está considerada como uno de los reptiles más comúnmente comercializados como mascotas (Pérez-Santigosa *et al.*, 2008). Solo entre 1989 y 1994 se exportaron para su venta desde Estados Unidos de Norteamérica (EUN) unos 26 millones de individuos (Arvy y Servan, 1996). Este comercio masivo tiene un doble impacto. Por un lado, en el lugar de origen, debido a la captura de hembras adultas usadas en los criaderos y por otro, en los países de destino, con la introducción de juveniles, subadultos y adultos en los ecosistemas acuáticos naturales (Patiño-Martínez y Marco, 2005). Su aclimatación y posible impacto ambiental se han documentado en diferentes países de Asia, Europa, América y África (Chen y Lue, 1998; Cady y Joly, 2004; Patiño-Martínez y Marco, 2005; Pearson *et al.*, 2015).

Semenov (2010) expone que para entender el carácter invasivo de esta especie es importante conocer las siguientes características biológicas de la misma:

- Generalismo biotópico o la tendencia de colonización de los más variados hábitats.
- Movilidad inusual para galápagos, lo que conlleva una rápida dispersión de la especie.
- Alimentación omnívora.
- Capacidad única entre animales vertebrados para una existencia anaeróbica a bajas temperaturas (hasta tres meses). Esto les permite hibernar enterradas en el limo, incluso en pequeños cuerpos de agua semicongelados.
- Temprana madurez sexual y alta tasa de fecundidad.

En el apartado *Competencia con los galápagos autóctonos* se verá como estas características biológicas suponen una ventaja adaptativa cuando compiten con los galápagos autóctonos.

1.1.2. Biología del galápagos de Florida

Trachemys scripta (Schoepff, 1792)

Sistemática

Reino: Animalia

Phylum: Chordata

Clase: Reptilia

Orden: Quelonia

Familia: Emydidae

Género: *Trachemys*

Especie: *Trachemys scripta*

Nombre común: Galápagos de Florida (Cas) / Yellow bellied Slider Turtle (Ing)

Subespecies:

T. scripta scripta (Schoepff, 1792) – Tortuga de orejas amarillas

T. scripta elegans (Wied- Neuwied, 1839) – Tortuga de orejas rojas

T. scripta troosti (Holbrook, 1986) – Tortuga de Cumberland

Observaciones taxonómicas

El género ha cambiado repetidamente de denominación a lo largo del siglo XX. Anteriormente se consideraba, entre otros, en los géneros *Chrysemys* y *Pseudemys*. Esto ha dado lugar a que parte de la información publicada de esta especie esté recopilada bajo la denominación de *Chrysemys scripta* o *Pseudemys scripta*.

Sinonimias (van Dijk *et al.*, 2011).

Chrysemys scripta (Schoepff, 1792)

Emys cumberlandensis Holbrook, 1840

Emys elegans Wied, 1839

Emys troostii Holbrook, 1836

Pseudemys scripta (Schoepff, 1792)

Testudo scripta Schoepff, 1792

Trachemys scripta ssp. elegans (Wied, 1839)

Trachemys scripta ssp. troostii (Holbrook, 1836)

Descripción morfológica

Es un galápago o tortuga de agua dulce de tamaño medio-grande con una longitud de caparazón que no supera los 30 cm (Semenov, 2010). Se caracteriza por tener unas manchas prominentes a cada lado de la cabeza que difieren según la subespecie. De color rojo en el galápago de Florida y amarillo en la tortuga de orejas amarillas y en la tortuga de Cumberland (Scalera, 2006; Martínez-Silvestre *et al.*, 2011).

La piel y el caparazón son de color verde oliva o marrón surcados por líneas o puntos de color amarillo (Scalera, 2006). La cabeza también es de color verde o marrón con bandas amarillas, en la mayoría de individuos, que continúan por el cuello formando una “Y” bajo la boca (Martínez-Silvestre *et al.*, 2011). El espaldar, dorsal, es ovalado y algo aquillado y con un borde ligeramente aserrado en las escamas posteriores. La parte inferior de las escamas marginales, que se unen en las suturas con el peto o plastrón (parte de abajo opuesta al caparazón), presentan manchas negras que contrastan con el fondo amarillo. El plastrón, ventral, es más ancho anterior que posteriormente. Es de un color amarillo intenso con un patrón que varía desde una sola mancha negra a ocelos en cada escama, una única mancha negra en las

escamas anteriores o muy raramente no presenta patrón alguno (Ernst y Lovich, 2009; Seidel y Ernst, 2012).

Los machos adultos, y algunas hembras, conforme envejecen y crecen en tamaño van perdiendo la coloración que les caracteriza. Se vuelven más oscuros y van perdiendo el patrón de bandas amarillas característico de los juveniles, que es sustituido por manchas marrón oscuro. Esta transformación ocurre pasada la edad en que los machos alcanzan la madurez sexual (Ernst y Lovich, 2009; Martínez-Silvestre *et al.*, 2011)

Subespecies

La principal diferencia entre las tres subespecies se da en la coloración de las bandas temporales. El caparazón de la tortuga de orejas rojas suele ser más alto y menos liso, más corto y más ancho en contraste a las otras dos subespecies (Figuras 1 a 3) (Martínez-Silvestre *et al.*, 2011).

- Tortuga de orejas amarillas: presenta dos amplias bandas amarillas que se unen ampliamente tras el tímpano formando una “C”.



Figura 1. Diferencias físicas de las 3 subespecies del galápagos de Florida. Detalle de la cabeza y vista general de la tortuga de orejas amarillas. Fuente: Díaz-Paniagua et al., 2005; Martínez-Silvestre et al., 2011.

- Tortuga de orejas rojas: presenta una mancha muy característica de color rojo o anaranjado detrás del ojo.



Figura 2. Diferencias físicas de las 3 subespecies del galápagos de Florida. Detalle de la cabeza y vista general de la tortuga de orejas rojas. Fuente: Díaz-Paniagua et al., 2005; Martínez-Silvestre et al., 2011.

- Tortuga de Cumberland: presenta varias bandas amarillas que discurren paralelamente desde el ojo hasta la base del cuello.



Figura 3. Diferencias físicas de las 3 subespecies del galápagos de Florida. Detalle de la cabeza y vista general de la tortuga de Cumberland. Fuente: Díaz-Paniagua et al., 2005; Martínez-Silvestre et al., 2011.

La tortuga de orejas amarillas se extiende desde Virginia a Georgia y norte de Florida. La de orejas rojas se extiende por el norte hasta Illinois, Iowa y Nebraska y por el oeste hasta Texas en EUN y norte de México. La tortuga de Cumberland se encuentra en Tennessee y Kentucky, en (EUN) (Martínez-Silvestre et al., 2011).

Dimorfismo sexual

Las hembras adultas alcanzan un tamaño mayor que los machos (Scalera, 2006). Estos tienen un caparazón más estrecho y de menor altura y la cola más larga y gruesa, además de las tres uñas centrales de las patas delanteras curvadas, afiladas y el doble de largas que las de las hembras (Martínez-Silvestre et al., 2011).

La diferencia en el tamaño parece estar relacionada con el tamaño y la edad a la cual se alcanza la madurez sexual (Gibbons y Lovich, 1990). En las especies en las que hay dimorfismo las hembras alcanzan la madurez sexual con un tamaño y edad mayores que los machos lo que les permite alcanzar una talla mayor cuando son adultos (Keller, 1997b).

Descripción de las crías

El caparazón es de color verde sobre el que destacan líneas de un verde más claro y brillante en cada una de las placas. En el plastrón, de color amarillo claro, destacan manchas de color oscuro. Las crías de galápagos de Florida presentan ocelos marrones bordeados de una línea negra en cada una de las placas mientras que en la tortuga de orejas amarillas y en la tortuga de Cumberland estas manchas solo aparecen en algunas placas, normalmente en las anteriores (Figuras 4 a 6) (Martínez-Silvestre *et al.*, 2011).

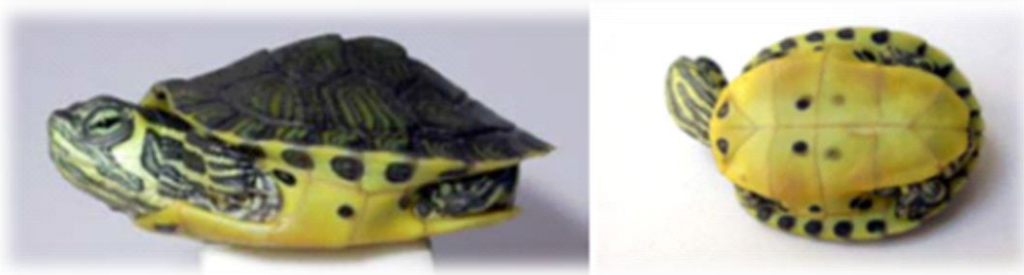


Figura 4. Cría de tortuga de orejas amarillas. Fuente: Martínez-Silvestre et al., 2011.



Figura 5. Cría de tortuga de orejas rojas. Fuente: Martínez-Silvestre et al., 2011.



Figura 6. Cría de tortuga de Cumberland. Fuente: Martínez-Silvestre et al., 2011.

Tamaño corporal, peso y edad

En dos lagunas de Huelva, los individuos adultos presentaban una longitud media del espaldar de 169,6 mm en los machos y 211,5 mm en las hembras y un peso medio de 670,7 y 1.422,4 g respectivamente (Pérez-Santigosa *et al.*, 2006). Su longevidad máxima fue 10 años. La hembra de mayor tamaño alcanzó 25,7 mm y pesó 2.700 g.

Sin embargo, algunos estudios sostienen que la longitud máxima del caparazón puede alcanzar 309 mm en hembras y 235 mm en machos (Martínez-Silvestre *et al.*, 2011) y que la longevidad máxima rondaría los 40 años (Scalera, 2006). Se podría esperar por tanto que en individuos más viejos se registraran tamaños mayores.

Estatus de conservación

Según los criterios de conservación de la UICN, está catalogada como de Preocupación Menor (Least Concern, LC) (van Dijk *et al.*, 2011).

Biología y ecología de la especie

Características generales

Dentro del orden *Chelonia* están incluidas las tortugas marinas, las tortugas de tierra y las tortugas de agua dulce, dónde están incluidas las especies objeto de estudio. Estos tres grupos presentan características similares: son animales de sangre fría, presentan escamas, respiran pulmonarmente y son ovíparos. Las crías nacen de huevos enterrados por las hembras, se parecen mucho a los adultos y presentan un caparazón que les sirve como protección pasiva. Las tortugas de agua dulce tienen las patas palmeadas o con membranas interdigitales (Buenetxea *et al.*, 2008).

Ecología trófica

El galápago de Florida se considera una especie omnívora oportunista que se alimenta de plantas acuáticas, invertebrados y en menor proporción de pequeños vertebrados (Parmenter y Avery, 1990). Los quelonios acuáticos suelen sufrir variaciones en su dieta asociadas a la disponibilidad de alimento o al propio crecimiento de los individuos. Los individuos juveniles son principalmente carnívoros mientras que cuando alcanzan el estado adulto su dieta es

omnívora con un claro predominio de la materia vegetal como base de la alimentación (Parmenter y Avery, 1990; Scalera, 2006; Martínez-Silvestre *et al.*, 2011).

Pérez-Santigosa (2007) estudió la alimentación de dos poblaciones en libertad en dos lagunas de la provincia de Huelva. La materia vegetal consumida consistió en hojas, semillas y tallos de macrófitos y algas. La materia animal consumida constaba de gasterópodos, heterópteros, odonatos y coleópteros acuáticos. En una de las poblaciones había gran cantidad de cangrejo rojo americano que fue su principal alimento. Esta nueva red trófica de invasoras evidencia una vez más el carácter oportunista de la dieta de los galápagos de Florida y quizás esto, en consecuencia, se pueda considerar como una ventaja respecto a los galápagos autóctonos. Los juveniles de ambas poblaciones consumieron principalmente materia animal. Se detectaron vertebrados tales como peces y un ave pequeña (probablemente ingerida como carroña) aunque estos no constituyen una parte importante de la dieta.

Ecología reproductiva

El galápagos de Florida es, entre los quelonios, una de las especies que alcanza antes la madurez sexual. Pérez-Santigosa *et al.* (2006) encontraron que la hembra de menor tamaño con el aparato reproductor ya desarrollado medía 170,7 mm de longitud del espaldar y que la hembra de menor tamaño en la que se detectaron huevos tenía una longitud del espaldar de 184,9 mm. Poseen, además, una alta tasa de fecundidad, lo cual favorece el establecimiento de poblaciones en nuevos hábitats (Pérez-Santigosa *et al.*, 2008). Esto podría influir en la interacción con las especies autóctonas como se verá en un apartado posterior.

Respecto al ciclo reproductor, el cortejo y apareamiento tienen lugar en primavera y en otoño. La anidación en zonas templadas ocurre desde abril a julio. Sin embargo, en los trópicos puede darse incluso durante la estación seca, de diciembre a mayo (Scalera, 2006).

El período de puesta podría variar de acuerdo a lo observado en diferentes estudios en distintas partes de España. En Pérez-Santigosa *et al.*, (2008), en las lagunas de Huelva anteriormente citadas, se han observado hembras construyendo nidos y poniendo huevos desde abril hasta finales de julio, coincidiendo con Scalera (2006). En el interior de la Comunidad Valenciana se han detectado nidos desde la primera semana de mayo hasta agosto, encontrándose neonatos en julio, agosto y septiembre. Y en Cataluña se describió el periodo de puesta entre mayo y agosto (Bataller *et al.*, 2008; Pérez-Santigosa *et al.*, 2008; Martínez-Silvestre *et al.*, 2011).

Tamaño y características de la puesta

Los nidos se excavan normalmente en la orilla de cuerpos de agua dulce, aunque, por ejemplo, en Costa Rica también se han construido nidos en playas cerca del mar. Las hembras pueden llegar a tener alrededor de 6 puestas anuales de 2 a 30 huevos cada una. La incubación dura de 59 a 112 días (Scalera, 2006). Según Bull *et al.* (1982) la determinación del sexo está condicionada por la temperatura de incubación. Cuando el segundo tercio del desarrollo embrionario se produce a temperaturas elevadas, se producen las gónadas femeninas.

En España se describen distintos tamaños de puesta en diferentes estudios. En Huelva el tamaño medio por puesta es de 11,5 huevos y el máximo número de huevos registrado fue de 18. En la Comunidad Valenciana se estima una media de 9,5 huevos/nido. En Mallorca se ha descrito una puesta de 15 huevos. En Cataluña se registró un nido con 9 huevos en el medio natural y se encontró una hembra realizando una puesta de 18 huevos (Pérez-Santigosa *et al.*, 2007 y 2008; Bataller *et al.*, 2008; Martínez-Silvestre *et al.*, 2011).

Depredadores

Existen datos acerca de intentos de depredación de galápagos de Florida adultos por garzas reales *Ardea cinerea* en el Delta del río Llobregat (Barcelona) (Ehrlich, 2008). La depredación de las puestas ha sido comprobada en las poblaciones establecidas en las lagunas de Huelva y en el pantano de Foix (Barcelona). Los depredadores fueron ratas *Rattus* sp. y zorros *Vulpes vulpes*, respectivamente (Pérez-Santigosa, 2007; Martínez-Silvestre *et al.*, 2011).

Impacto sobre la fauna autóctona

Se ha observado al galápagos de Florida como depredador sobre puestas de carpa europea *Cyprinus carpio* especialmente durante el periodo de reproducción de estos peces. Cuando se produce la ovoposición, el galápagos se sumerge y empieza a consumir los huevos (Martínez-Silvestre *et al.*, 2011). Otras veces este interfiere de manera negativa en la reproducción de aves acuáticas. En la Reserva Natural del Delta del Llobregat (Barcelona) se ha detectado la expulsión de una pareja nidificante de Zampullín chico *Tachybaptus ruficollis* debido a la ocupación del nido como lugar de asoleamiento (Martínez-Silvestre *et al.*, 2010).

Un caso significativo es el que ocurre con los renacuajos de rana común *Pelophylax perezi* y sapo de espuelas *Elobates cultripes*. Los galápagos autóctonos son depredadores de estas especies y los renacuajos pueden captar las señales químicas de estos e identificarlos como

depredadores. Esto no ocurre con los galápagos exóticos debido a que no han compartido una historia evolutiva común, lo cual podría suponer una ventaja depredadora para el galápagos de Florida (Martínez-Silvestre *et al.*, 2011). Por tanto, existen evidencias del impacto del galápagos de Florida en la fauna autóctona.

Área de distribución natural

Es una especie nativa del este y centro de EUN y México (Cohauila) (van Dijk *et al.*, 2011). Más concretamente se distribuye por el sudeste de EUN (desde el sudeste de Virginia hasta el norte de Florida y hacia el Oeste hasta Kansas, Oklahoma, Texas y Nuevo México) incluyendo la cuenca del río Mississippi, desde Illinois y Luisiana hasta el Golfo de México (Martínez-Silvestre *et al.*, 2011).

La especie ha sido introducida en diversos países de América, Europa, Asia y África. En Europa forman poblaciones reproductoras principalmente en países mediterráneos como España, Italia o Francia (Martínez-Silvestre *et al.*, 2011). También se ha detectado su presencia en El Caribe, Israel, Baréin, Islas Marianas, Guam y Sudáfrica (Scalera, 2006).

Área de distribución en España

Se encuentra ampliamente extendida en zonas de baja altitud (van Dijk *et al.*, 2011). La primera cita del galápagos de Florida en España se localizó en Madrid en 1983 en el estanque del Retiro (García París y Martín, 1987). Posteriormente con los datos recopilados hasta el año 2010 se describió la presencia de la especie en 196 cuadrículas UTM de 10 x 10 km, pertenecientes a 32 provincias y a las 17 comunidades autónomas (Figura 7) (Martínez-Silvestre *et al.*, 2011). En tan sólo 8 años, del 2002 al 2010, estos datos incrementaron en un 78% el área de distribución aportada por Pleguezuelos (2002).

Se ha observado su presencia en todo tipo de cuerpos de agua de gran parte de las comunidades autónomas como en Andalucía (Martínez-Silvestre *et al.*, 2011), donde se han realizado estudios en profundidad sobre su abundancia, reproducción y grado de adaptación concretamente en dos lagunas de Huelva (Pérez-Santigosa *et al.*, 2006, 2008). También en Asturias, Castilla-La Mancha y Castilla y León (Pleguezuelos, 2002; Martínez-Silvestre *et al.*, 2011). En Cataluña se ha observado la especie en cuerpos de agua dulce, naturales o artificiales y se ha comprobado su reproducción en condiciones naturales (Martínez-Silvestre *et al.*, 1997;

De Roa y Roig, 1998; Bertolero y Canicio, 2000; Capalleras y Carretero, 2000; Martínez-Silvestre *et al.*, 2006, 2007).

También está presente en Galicia, Extremadura (Pleguezuelos, 2002), Comunidad Autónoma Vasca (Pleguezuelos, 2002; Martínez-Silvestre *et al.*, 2011); La Rioja, Comunidad de Madrid y Comunidad Valenciana (Barquero, 2001). En esta última se ha comprobado su presencia en diversos humedales y zonas cercanas a la costa (LIFE-Trachemys, 2012).

En Aragón se han encontrado ejemplares en los meandros abandonados del río Ebro (galacho de La Alfranca y galacho de Juslibol) y en el río Cinca (Monzón y Foz). También en lagunas de regadío de Teruel y Zaragoza (Pleguezuelos, 2002; Martínez-Silvestre *et al.*, 2011) así como en el Parque del Agua de Zaragoza y en el río Ebro a su paso por Zaragoza (J. Herrero y B. Herrero com. pers.).

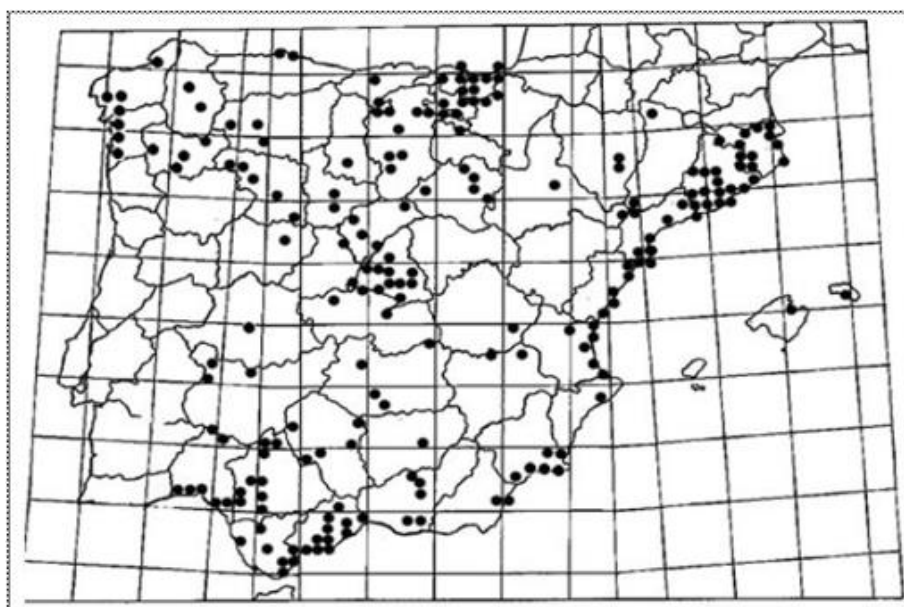


Figura 7. Distribución del galápago de Florida en España con recopilación de citas hasta el año 2010.
Fuente: Martínez-Silvestre *et al.*, 2011.

Marco normativo y convenios

Convenios internacionales

- Convenio sobre la Diversidad Biológica (CBD, 1992).

Artículo 8. Conservación *in situ*

Cada Parte Contratante, en la medida de lo posible y según proceda:

- h) Impedirá que se introduzcan, controlará o erradicará las especies exóticas que amenacen a ecosistemas, hábitats o especies.

- Convenio relativo a la conservación de la vida silvestre y del medio natural de Europa. Berna 1979. Estrategia Europea sobre Especies Exóticas Invasoras (2004).
- Resolución 7 en el *International Congress of Chelonian Conservation* (1995).

“Por consiguiente se resuelve que el comercio internacional de cría de Trachemys se paraliza por los países exportadores e importadores; y se resuelve que las naciones que ya albergan poblaciones introducidas de Trachemys scripta elegans busquen medios humanos pero eficaces de eliminación de este taxón de sus aguas”.

Legislación europea

- Reglamento (CE) Nº 338/97 del Consejo de 9 de diciembre de 1996 relativo a la protección de especies de la fauna y la flora silvestre mediante el control de su comercio.
- Estrategia de la UE sobre la biodiversidad hasta 2020: nuestro seguro de vida y capital natural (CE, 2011): legislación sobre especies exóticas invasoras según lo establecido en la actuación 16 (crear un instrumento especial relativo a las especies exóticas invasoras) para colmar las lagunas que existen en la política de lucha contra las especies exóticas invasoras.
 - Objetivo 5: Determinar y jerarquizar por orden de prioridad, no más tarde de 2020, las especies exóticas invasoras y sus vías de introducción, controlar o erradicar las especies prioritarias y gestionar las vías de introducción para impedir la irrupción y establecimiento de nuevas especies.
- Reglamento (CE) Nº 2551/97 de la Comisión de 15 de diciembre de 1997 por el que se suspende la introducción en la Comunidad de especímenes de algunas especies de fauna y flora silvestres (1ª aparición)

Anexo. Especímenes de especies incluidas en el anexo B del Reglamento (CE) Nº 338/97 cuya introducción en la Comunidad queda suspendida.

- Reglamento de ejecución (UE) Nº 828/2011 de la Comisión de 17 de agosto de 2011 por el que se suspende la introducción en la Unión de especímenes de determinadas especies de fauna y flora silvestres.

Anexo. Especímenes de especies incluidas en el anexo B del Reglamento (CE) Nº 338/97 cuya introducción en la Comunidad queda suspendida.

- Reglamento de Ejecución (UE) 2016/1141 de la Comisión, de 13 de julio de 2016, por el que se adopta una lista de especies exóticas invasoras preocupantes para la Unión de conformidad con el Reglamento (UE) nº 1143/2014 del Parlamento Europeo y del Consejo.
- Reglamento de Ejecución (UE) 2016/145 de la Comisión, de 4 de febrero de 2016, por el que se adopta el formato del documento que ha de servir de prueba para el permiso expedido por las autoridades competentes de los Estados miembros que permita a los establecimientos llevar a cabo ciertas actividades sobre las especies exóticas invasoras preocupantes para la Unión de conformidad con el Reglamento (UE) nº 1143/2014 del Parlamento Europeo y del Consejo.
- Reglamento (UE) nº 1143/2014 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 22 de octubre de 2014, sobre la prevención y la gestión de la introducción y propagación de especies exóticas invasoras.

Legislación española

- Ley orgánica 10/1995, de 23 de noviembre, del Código Penal.

Art. 333. El que introdujera o liberara especies de flora o fauna no autóctona, de modo que perjudique el equilibrio biológico, contraviniendo las leyes o disposiciones de carácter general protectoras de las especies de flora o fauna, será castigado con la pena de prisión de seis meses a dos años o multa de ocho a veinticuatro meses.

- Ley 33/2015, de 21 de septiembre, por la que se modifica la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad.

Art. 61 se crea el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras, en el que se incluirán todas aquellas especies y subespecies exóticas que constituyan una amenaza grave para las especies autóctonas, los hábitats o los ecosistemas, la agronomía o para los recursos económicos asociados al uso del patrimonio natural. La inclusión en dicho catálogo, conllevará la prohibición genérica de posesión, transporte, tráfico y comercio de ejemplares vivos o muertos, de sus restos o propágulos, incluyendo el comercio exterior.

- Real Decreto 1628/2011, de 14 de noviembre, por el que se regula el listado y Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras (1ª aparición, derogada).

Las subespecies «Trachemys scripta scripta» y «Trachemys scripta troosti», se incluyen en el Catálogo a partir del 1 de mayo 2013. Hasta ese momento, se procederá a la sustitución progresiva de dichas subespecies en el comercio de animales de compañía, animales de compañía exóticos o domésticos por especies no invasoras. Asimismo, durante ese periodo, los titulares de las instalaciones y los particulares dedicados a la venta adoptarán medidas de prevención adecuadas para evitar la introducción de las citadas especies en el medio natural.

- Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, por el que se regula el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras (Normativa vigente).

1.1.3. Biología de los galápagos autóctonos ibéricos

Galápago leproso

Identificación

Quelonio de la familia *Bataguridae* con el caparazón alargado y deprimido dorso-ventralmente, con el borde liso y de color entre verde oliváceo y pardo con manchas pardo rojizas. El peto es verde grisáceo con manchas oscuras irregulares. El cuello presenta rayas anaranjadas sobre fondo verdoso en juveniles y adultos jóvenes. Entre el ojo y el tímpano presenta una mancha circular naranja o amarilla. Estas rayas y manchas son muy conspicuas en los animales jóvenes, pero a medida que crecen se difuminan y llegan a desaparecer (Díaz-Paniagua *et al.*, 2005; 2015) (Ver Anexo I: Identificación de los galápagos autóctonos).

Distribución

El galápago leproso se distribuye por el suroeste de Europa (Península Ibérica y sur de Francia) y norte de África. A pesar de no ser una especie endémica exclusivamente de la Península Ibérica, en ésta se encuentran probablemente sus mayores poblaciones, particularmente en la mitad sur (Extremadura, Andalucía y sur de Portugal). Los mayores núcleos del noroeste se encuentran en Cataluña y en el norte de la Comunidad Valenciana, aunque también está presente en Galicia o Aragón (Da Silva, 2002).

Estatus de conservación

Actualmente no ha sido catalogada a nivel mundial. El Turtle Taxonomy Working Group (2010) la considera de Preocupación Menor (Least Concern, LC).

En Europa, según los criterios de la UICN, está catalogada como Vulnerable (A2ac+3c) (van Dijk *et al.*, 2004), se incluye en el Apéndice II de la Convención de Berna y en los apéndices II y IV de la Directiva Hábitat (Directiva 92/43/CEE).

En España, no está catalogada como especie amenazada (Real Decreto 630/2013), aunque en el Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España, se la considera como Vulnerable (VU A2ac + 3c) (Da Silva, 2002). La principal amenaza para la especie es la alteración y destrucción de los hábitats acuáticos para ser destinados a uso agrícola (Díaz-Paniagua *et al.*, 2015).

Hábitat y ecología trófica

Prefiere zonas húmedas amplias y permanentes de agua dulce o con baja salinidad, con poca profundidad, de escasa o nula corriente, con buena cobertura vegetal y alta insolación. Los adultos son mayoritariamente herbívoros, aunque incluyen también en su dieta invertebrados acuáticos y algunos vertebrados como pequeños anfibios o peces inferiores a 10 cm. Los juveniles consumen mayor proporción de materia animal que vegetal mientras que con la edad la ingesta de material vegetal aumenta hasta llegar a proporciones similares (Pérez-Santigosa *et al.*, 2011; Díaz-Paniagua *et al.*, 2015).

Biología de la reproducción

Los cortejos se producen en primavera, final del verano y en otoño. Las hembras pueden realizar dos puestas, entre mayo y julio. El número medio de huevos por puesta varía entre 4 y 10. El periodo de incubación en condiciones naturales o semicautividad se ha descrito entre unos 50 y 82 días. Los machos alcanzan la madurez sexual con un tamaño de longitud de espaldar superior a 73-85 mm, y las hembras con tamaño superior a 130-150 mm. La mayor longevidad en libertad se ha detectado en una hembra de 32 años. Las tasas de supervivencia de los adultos son superiores al 85%, pero pueden ser bajas en las primeras clases de edad (Díaz-Paniagua *et al.*, 2015).

Interacciones entre especies

Aparece en ocasiones conviviendo con el galápago europeo compartiendo recursos alimenticios y espaciales (Pérez-Santigosa *et al.*, 2011). Las posibles interferencias entre ambas especies son desconocidas y, en general, en los lugares donde ocurren en simpatria suele ser más abundante el leproso que el europeo, mucho más escaso y exigente en cuanto a la calidad del agua (Da Silva, 2002). Cuando coexiste con el galápago de Florida ambas especies no parecen competir por el alimento, pero sí por los lugares de asoleamiento (Pérez-Santigosa *et al.*, 2011, 2006). Puede ser depredado por jabalí *Sus scrofa*, zorro *Vulpes vulpes*, nutria *Lutra lutra*, cigüeña blanca *Ciconia ciconia* garzas *Ardea* sp., y aves rapaces, entre otros. Son frecuentemente parasitadas por helmintos y polistomátidos. También pueden ser portadores de salmonela *Salmonella* sp. (Díaz-Paniagua *et al.*, 2015).

Galápago europeo

Identificación

Quelonio de la familia *Emydidae* que presenta un caparazón ligeramente abombado sin quillas en los adultos, con un característico espaldar que suele presentar líneas o puntos amarillos. La cabeza y el cuello son de color oscuro y también presenta puntos amarillos. El plastrón es amarillo con manchas negras. A veces es totalmente negro (Ayres, 2015; Keller y Andreu, 2002) (Ver Anexo I: Identificación de los galápagos autóctonos).

Estatus de conservación

Según la UICN su categoría global es de Casi Amenazada (Near Threatened, NT) (Tortoise & Freshwater Turtle Specialist Group, 1996), pero esta información necesita ser actualizada.

En España está catalogada como Vulnerable (Vulnerable, VU A2ac), aunque las poblaciones del Noroeste y del Levante se consideran En Peligro (Endangered, EN) (Keller y Andreu, 2002).

Las amenazas que sufre son la pérdida de hábitat, la degradación y fragmentación de los mismos, la captura de ejemplares para el mercado de animales de compañía y la introducción de especies exóticas (Ayres, 2015).

Distribución geográfica

Ampliamente distribuida, desde el noroeste del Magreb, la Península Ibérica, Europa Central y del Este. Su distribución, aunque amplia, es discontinua y muy fragmentada en la Península Ibérica. Gran parte de las citas son individuos aislados o poblaciones muy pequeñas. Huelva es la única provincia donde se considera relativamente abundante existiendo una población en el Parque Nacional de Doñana de más de 1.000 ejemplares. Ha sido introducido en Mallorca y Menorca (Keller y Andreu, 2002; Ayres, 2015).

Hábitat y ecología trófica

Ocupa medios acuáticos naturales y artificiales, desde el nivel del mar hasta 1000 m de altitud. Prefiere sitios con abundante cobertura vegetal y escasa corriente. Puede habitar medios artificiales y temporales y parece presentar menos tolerancia a la contaminación que el galápago leproso (Keller *et al.*, 1995). Posee una dieta oportunista basada en invertebrados y en menor medida en anfibios y peces, que complementa con materia vegetal, especialmente en verano (Ayres, 2015).

Biología de la reproducción

El periodo de cortejos y apareamientos comienza con el periodo de actividad en primavera, sin embargo, se observan algunos cortejos en otoño. La puesta suele realizarse en los meses de junio y julio, aunque algunas poblaciones pueden realizar una segunda puesta. El tamaño de la puesta oscila entre 3 y 18 huevos y el período de incubación es de 81-88 días. La madurez sexual parece alcanzarse entorno a los 120-130 mm de longitud. La mortalidad en puestas, neonatos y juveniles se estima elevada, mientras que las tasas de supervivencia de los adultos parecen altas (Ayres, 2015).

Interacciones entre especies

Comparte hábitat con el galápago leproso y en algunas zonas también con el galápago de Florida. Posee pocos depredadores en la etapa adulta, aunque las ratas mutilan a los adultos durante la hibernación o estivación. Sin embargo, los neonatos y juveniles sufren la presión de invertebrados (cangrejo rojo americano), peces (lucio *Esox lucius* y blackbass *Micropterus salmoides*) y mamíferos (visón americano y rata parda *Rattus norvegicus*). En algunas

poblaciones se observa en los galápagos la presencia de sanguijuelas del género *Placobdella*, sobre todo en los meses de verano (Ayres, 2015).

1.1.4. Competencia con los galápagos autóctonos

Los galápagos comercializados como mascotas y posteriormente liberados por sus dueños en el medio natural suelen ser especies ecológicamente dominantes y competidoras de las especies nativas (Patiño-Martínez y Marco, 2005). El galápagos de Florida es el reptil introducido más extendido de España (Martínez-Silvestre *et al.*, 2011) y está considerado como una de las 100 especies exóticas más perjudiciales del mundo, para la fauna nativa (Lowe *et al.*, 2000).

En la Península Ibérica compite y desplaza a las especies autóctonas, que han sufrido una considerable recesión y sus rangos de distribución se han visto mermados en los últimos años, debido a las ventajas competitivas y adaptativas que posee (Polo-Cavia *et al.*, 2014). Estas ventajas se han puesto de manifiesto en diferentes revisiones (Andreu *et al.*, 2003; Polo-Cavia *et al.*, 2014; Cady y Joly, 2004; Patiño-Martínez y Marco, 2005; Marco *et al.*, 2003; Pleguezuelos, 2002). Alcanza tallas superiores a las de los galápagos autóctonos, una madurez sexual más temprana, períodos de puesta superiores, una mayor producción de huevos, una dieta más variada y una mayor tolerancia a la contaminación y presencia humana (ver Tabla 1). Los galápagos autóctonos, por ejemplo, evitan los sitios donde detectan secreciones químicas de los galápagos exóticos. Estos se muestran más agresivos y dominantes a la hora de competir por el alimento y por los sitios de asoleamiento (Polo-Cavia *et al.*, 2014).

Aunque se conocía la competencia que ejercía sobre el galápagos europeo, recientes estudios confirman que también ejerce una influencia negativa sobre el leproso (Polo *et al.*, 2014). Se ha demostrado experimentalmente que la competencia por los lugares de asoleamiento afecta negativamente su supervivencia (Pérez-Santigosa *et al.*, 2011, 2006).

Las tres especies de galápagos parecen ser capaces de variar su dieta en base a los recursos alimenticios disponibles. Sin embargo, el galápagos de Florida, presenta un rango alimentario mayor, lo cual podría ser clave para la colonización de hábitats en escenarios con poca abundancia de recursos o un desproporcionado número de galápagos exóticos frente a los nativos (Pérez-Santigosa *et al.*, 2011). Además, la diferencia en la dieta de los ejemplares juveniles y adultos no es tan significativa mientras que si lo es en el leproso. Esto implicaría que la capacidad de encontrar alimento en circunstancias concretas podría disminuir, debido a la especificidad de alimento en la edad adulta.

El galápago de Florida se beneficia también de ventajas morfológicas y termorreguladoras, presentando una forma más esférica y por tanto una menor relación superficie-volumen, así como una mayor inercia térmica que facilita la retención de calor. Se ha observado que el galápago de Florida es más activo en aguas de temperaturas bajas que los galápagos nativos y por lo tanto pueden empezar antes su ciclo reproductivo anual. Además, al protegerse en la concha ante una amenaza, tienen menos probabilidades de sobrecalentarse y deshidratarse (Aceituno, 2001; Polo *et al.*, 2014). El caparazón de forma esférica también reduce el éxito de los ataques de ciertos depredadores (Polo *et al.*, 2014). Los galápagos de Florida son por tanto más competitivos que los autóctonos en términos reproductivos, de alimentación, termorregulación y morfología.

La transmisión de patógenos es otro factor a tener en cuenta. En Iglesias *et al.* (2015) se pone de manifiesto el papel que juega el galápago de Florida en la transmisión de parásitos y otras enfermedades. Observaron algunos síntomas en ejemplares del galápago europeo tales como letargia y pérdida de movilidad en las extremidades y cola. Al realizar necropsias a varios individuos encontraron el tremátodo *Spirorchis elegans* en el sistema vascular. El origen norteamericano de este parásito y la presencia habitual en su principal huésped, el galápago de Florida, sugieren una transmisión del parásito con los efectos negativos que esto conlleva para las especies nativas. La transmisión de parásitos desde la especie invasora también se ha documentado en el galápago leproso (Meyer *et al.*, 2015).

1.1.5. Síntesis de la ecología de los tres galápagos

Una síntesis de las características ecológicas y del estado de conservación de las tres especies puede verse en la Tabla 1.

Tabla 1. Características ecológicas de las tres especies de galápagos.

	Ecología trófica	Biología de la reproducción	Período de puesta	Nº de puestas (nº medio huevos por puesta)	Hábitat	Estatus de conservación
Galápagos de Florida	Juveniles: Carnívoros Adultos: Omnívoros (Predominio vegetal)	Temprana madurez sexual Alta tasa de fecundidad	Mayo-agosto Incubación: 59-112 días	Hasta 6 (2-30 huevos) España: 11.5 huevos de media (18 máx)	Todo tipo de cuerpos de agua dulce.	Preocupación menor: Least Concern (LC)
Galápagos leproso	Juveniles: Carnívoros Adultos: Omnívoros (Predominio vegetal)	Madurez sexual tardía en las hembras (6-10 años de edad) Alta mortalidad inferida en las primeras clases de edad Alta tasa de supervivencia adultos	Mayo-julio Incubación: 58-82 días	2 (4-10 huevos)	Zonas de agua dulce o baja salinidad con escasa o nula corriente y buena cobertura vegetal. Cierta tolerancia a ambientes contaminados y eutrofizados	Mundial: N.D. Europa: Vulnerable (A2ac + 3c) España: N.D. Libro rojo: Vulnerable
Galápagos Europeo	Omnívoro oportunista. Carnívoro y complementa con materia vegetal	Madurez sexual tardía en las hembras (6-10 años de edad) Alta mortalidad inferida en las primeras clases de edad Alta tasa de supervivencia adultos	Junio-julio Incubación: 81-88 días	1 o 2 (3-18 huevos)	Cuerpos de agua naturales o artificiales con escasa nula corriente y buena cobertura vegetal. Exigente con la calidad del agua. Menos tolerancia a la contaminación y eutrofización	Casi amenazada: Near Threatened (NT) España: Vulnerable

1.1.6. Campañas de captura en las Lagunas de Estaña (Benabarre) y el río Guadaloque (Alcañiz)

En las lagunas de Estaña (Benabarre, Huesca) se capturaron un total de 169 ejemplares de galápagos europeo entre 2010 y 2013. Se capturaron y retiraron dos ejemplares de galápagos de Florida en 2011, cinco en 2012 y dos en 2013 (Guerrero Campo *et al.*, 2018). A través de métodos de captura-recaptura se estimó que estas lagunas albergaban al menos 176 galápagos europeos –aunque probablemente fueran más de 200-, lo que las convertía en una de las mayores poblaciones de Aragón (Guerrero Campo *et al.*, 2018).

En el río Guadalope a su paso por Alcañiz se capturaron 140 galápagos leprosos distintos, 3 europeos y 13 galápagos de Florida (Asociación de Amigos del Río, en Guerrero y Jarne, 2014).

1.1.7. Trabajos llevados a cabo en el área de estudio

En 2004-2006 se llevó a cabo una campaña de trampeo y control de galápagos exóticos en la RNS. Se realizaron capturas mediante 10 nasas grandes que estuvieron activas ininterrumpidamente durante los 5 meses más calurosos del año, en sus dos principales galachos: el de La Alfranca y el de La Cartuja. Se realizaron 712 capturas que afectaron a 202 ejemplares: 57 galápagos leprosos, 57 europeos y 88 de Florida (Martínez-Rica *et al.*, 2008; Guerrero y Jarne, 2014).

Se elaboraron tres informes acerca del trabajo realizado durante estos años. Sin embargo, en los años 2004 y 2005 solo pudo describirse a grandes rasgos la metodología empleada y determinar algunas estimas de ejemplares totales de la población. En el primer informe ni siquiera se distinguía entre sexo y lugar de captura. Para estimar la población de cada una de las especies de galápagos se emplearon diferentes métodos: la curva de saturación, captura-recaptura y los basados en la estructura poblacional. En el informe final (Martínez-Rica *et al.*, 2008), se pretendió complementar los informes sumarios anteriores, ordenar e incorporar las observaciones de los años 2005 y 2006 y desglosar los análisis por especie. Hay que tener en cuenta que en el primer año el periodo de muestreo duró seis meses y en los años 2005 y 2006 duró algo menos de cinco meses.

Entre 2007 y 2014 los muestreos se realizaron fundamentalmente en mayo. Para intentar capturar de forma más específica a los galápagos de Florida, se colocaron también nasas de asoleamiento, que no tuvieron un gran éxito excepto en 2012. Este año, una fuerte disminución del nivel de agua en el galacho de La Cartuja facilitó la captura de gran número de estos galápagos mediante trampas de asoleamiento.

En 2009 comenzó un proyecto para conocer la distribución y poblaciones de los galápagos autóctonos y de Florida en Aragón (Guerrero Campo *et al.*, 2018). Tras realizar una revisión bibliográfica, incluyendo datos inéditos recopilados por la Asociación Naturalista de Aragón (ANSAR), se enviaron encuestas a los más de 300 Agentes de Protección de la Naturaleza de Aragón (APN). A partir de la información obtenida, los propios APN realizaron campañas de captura de galápagos de unos 10 días de duración en cada localidad mediante el uso de nasas

pequeñas, tipo cangrejas. En los casos en los que se detectaban galápagos exóticos asoleándose o se capturaban en las nasas, la campaña se alargaba en el tiempo para intentar capturar el máximo de ejemplares de la especie invasora, utilizando también para ello, según los casos, trampas de asoleamiento o grandes nasas (Guerrero Campo *et al.*, 2018).

Además de las acciones de control, se han llevado a cabo actividades de Educación Ambiental como la difusión de la información mediante edición de folletos, actividades divulgativas y de sensibilización en el Centro de Visitantes de Juslibol (Guerrero y Jarne, 2014).

1.2. Justificación

Actualmente las invasiones biológicas son la segunda causa de extinción de especies después de la pérdida de hábitat (Lowe *et al.*, 2000) y su problemática supone un gran reto difícil de abarcar por diversos motivos (CBD, 2001; Castro-Díez *et al.*, 2004; Martínez-Silvestre *et al.*, 2001):

- Elevadas tasas de crecimiento y reproducción
- Flexibilidad y plasticidad fenotípica. Mayor capacidad de adaptación a condiciones climáticas cambiantes.
- Facilidad para la hibridación resultante en mayor variedad genética.
- A veces existe un periodo de tiempo (*lag time*) que transcurre desde que las especies exóticas invaden un territorio hasta que se detectan los efectos adversos. Esto hace que las medidas de control y erradicación sean implementadas demasiado tarde, cuando el ecosistema receptor ya está colonizado.
- Las alteraciones y respuestas del ecosistema receptor hacia las EEI son complejas.
- La información para la evaluación del riesgo es inadecuada.
- La información y concienciación social es muchas veces inadecuada y escasa.

A estas podríamos añadirles para el caso concreto del galápagos de Florida:

- Falta de capacidad de actuación temprana por parte de las administraciones competentes.
- Seltas continuadas. Probablemente las sueltas son muy superiores a la capacidad de extracción.
- Falta de conciencia de su impacto y del conocimiento de su biología.

- Visión emocional de la fauna, donde toda liberación es percibida como buena.

La presencia del galápago de Florida supone un agente de cambio que es necesario controlar ya que pone en peligro a los galápagos autóctonos por los motivos expuestos con anterioridad. En algunos lugares de Aragón, especialmente en las cercanías de Zaragoza, el Gobierno de Aragón ha realizado acciones de control, prevención y sensibilización de la población. En la RNS a pesar de las campañas de muestreo y del esfuerzo de eliminación que se han llevado a cabo durante años, no se ha conseguido controlar la especie, que se sigue reproduciendo y compitiendo con los galápagos autóctonos.

Es necesario continuar los esfuerzos de captura en esta zona protegida por su alto valor ecológico, así como ampliar el conocimiento de las tres especies que coexisten e interaccionan entre sí con el fin de ayudar a gestionar y conservar las especies autóctonas.

1.3. Objetivos

- Describir la distribución (1998-2015) y la evolución (2004-2015) del galápago de Florida en Aragón.
- Estudiar su posible competencia con los galápagos autóctonos en la RNS.
- Estimar la población de las dos especies autóctonas presentes en la RNS en 2015, comparando los resultados con los obtenidos en años anteriores (2004-2006).
- Determinar la estructura poblacional, la relación de sexos y las clases de tamaños de las tres especies en simpatría, para evaluar la evolución poblacional y observar si existe una tendencia problemática en el caso de los galápagos autóctonos.
- Estimar la efectividad de dos tipos de trampas utilizadas: nasas grandes vs nasas pequeñas.

2. Material y métodos

2.1. Áreas de estudio

Este trabajo se centra por un lado en un área de estudio muy amplia como es la Comunidad Autónoma de Aragón en la que se estudia, de manera general, las principales poblaciones de galápagos de Florida y se recopilan datos de distribución del mismo. También se describen las poblaciones de galápagos autóctonos en convivencia con el de Florida. Por otro lado, el grueso del trabajo, se desarrolla en la Reserva Natural Dirigida de los Sotos y Galachos del Ebro (RNS).

2.1.1. Aragón

El área de estudio fue la región de Aragón, España, un área de 47,669 km² que, en 2010, tenía 1,347,095 habitantes (según el INE, Oficina Española de Estadística). Más de la mitad de la población humana vive en la ciudad de Zaragoza; así, grandes áreas tienen densidades de población de <10 habitantes km² (Sampietro *et al.*, 2000). El área tiene un clima continental mediterráneo, con inviernos fríos y veranos calurosos y secos. Se define por tener dos áreas de montaña: Los Pirineos y el Sistema Ibérico, y el Valle Medio del Ebro (López *et al.*, 2007)

2.1.2. La Reserva Natural Dirigida de los Sotos y los Galachos del Ebro

Es un espacio de 1.536,7 ha a las que hay que añadir una zona periférica de protección de 1.563,8 ha a unos 12 km aguas abajo de la ciudad de Zaragoza. Comprende un tramo del río Ebro, terrenos en las márgenes del río, meandros abandonados llamados galachos en Aragón y abarca parte de los términos municipales de Alfajarín, Pastriz, El Burgo de Ebro, Fuentes de Ebro, Nuez de Ebro, Osera, La Puebla de Alfindén y Zaragoza, todos ellos en la provincia de Zaragoza (Gobierno de Aragón, 2016).

La RNS se declaró por la Ley 5/1991, de 8 de abril de las cortes de Aragón, y fue reclasificada como Reserva Natural Dirigida mediante la Ley 6/1998 (Gobierno de Aragón, 2016). Es también una Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA "Galachos de La Alfranca de Pastriz, La Cartuja y El Burgo de Ebro"; ZEPA ES0000138) y Lugar de Interés Comunitario (LIC "Galachos de de La Alfranca de Pastriz, La Cartuja y El Burgo de Ebro"; LIC ES2430152 y "Sotos y Mejanas del Ebro"; LIC ES2430081) (Gobierno de Aragón, 2016). Posteriormente la RNS fue ampliada, aunque dicha ampliación no se considera en este trabajo.

El Plan de Ordenación de los Recursos Naturales (PORN) se aprobó definitivamente por el Decreto 89/2007 de 8 de mayo, del Gobierno de Aragón y comprende la memoria, con la delimitación del ámbito territorial del plan, la descripción e interpretación de sus características físicas y biológicas, la definición del estado de conservación de los recursos naturales, su diagnóstico y sus previsiones de evolución; las normas de protección que determinan dicho plan de ordenación y finalmente, su cartografía a escala (Decreto 89/2007).

En 2019 todavía no ha sido aprobado el Plan de Conservación de la RNS. Este documento marcará los objetivos específicos y las actuaciones a acometer (Gobierno de Aragón, 2017).

El galacho de La Alfranca (Figura 8), es el más importante y mejor conservado de la Reserva y uno de los más extensos de Aragón. Está en su mayor parte ocupado por un carrizal *Phragmites australis* de gran extensión y presenta una gran zona de aguas abiertas. Los galachos de La Cartuja y El Burgo de Ebro (Figura 8), menores en extensión, se encuentran en un estado de conservación diferente, más evolucionados y colmatados, y poseen varias masas de bosques de ribera. Aunque los galachos están separados del cauce principal, reciben aportes de las crecidas y precipitaciones y sobre todo de las filtraciones del nivel freático alimentado por los campos de regadío que lo rodean, lo cual proporcionan una gran cantidad de nutrientes (Gobierno de Aragón, 2016).

En la flora vascular destacan dos comunidades vegetales; las comunidades de algas y plantas acuáticas que sirven de refugio y alimento para especies como la pulga de agua y las larvas de mosquito, pero también para especies como la carpa, el pez gato *Ameiurus melas* o el lucio *Esox lucius*, y el carrizal. El carrizal tiene una importante función en este ecosistema; contribuye a la depuración de las aguas y sirve de refugio para la cría e invernada de numerosas aves además de anfibios, mamíferos, y los galápagos amenazados (Ávila-Calzada y Martínez, 2002; Gobierno de Aragón, 2016).

En verano podemos encontrar colonias de garcetas comunes *Egretta garzetta*, martinetes comunes *Nycticorax nycticorax* (especie migratoria poco común en la península) y garzas imperiales *Ardea purpurea*, además de ranas comunes *Pelophylax perezi*, sapo corredor *Epidalea calamita*, tritón jasepado *Triturus marmoratus*, culebra de agua *Natrix maura* o los galápagos de las tres especies que nos ocupan. En las aguas encontramos carpa, pez gato *Ictalurus punctatus*, lucio, cangrejo rojo americano y los cada vez más escasos tritones palmeados *Lissotriton helveticus* (Gobierno de Aragón, 2016).



Figura 8. Foto aérea de la zona norte de la RNS. Fuente: Gobierno de Aragón, 2016.

2.2. Trabajo de campo

En 2015 llevé a cabo un muestreo de galápagos en la RNS. Recopilé y estandaricé una extensa base de datos con todas las observaciones que se han llevado a cabo en la RNS durante los años 2004, 2005, 2006, 2010, 2012 y 2015. Muchos datos estaban recopilados en diferentes archivos y agrupados en base a criterios difusos y diferentes entre sí.

El periodo de muestreo empezó el 28 de abril de 2015, cuando se instalaron las trampas y terminó el 7 de agosto del mismo año. Se colocaron seis trampas en total, tres en el galacho de La Alfranca y tres en el galacho de La Cartuja en puntos estratégicos favorables para la captura, basados en la experiencia previa del Agente de Protección de la Naturaleza (APN) Francisco Sebastián.

Las trampas utilizadas fueron nasas flotantes grandes con cebo, de una longitud aproximada de un metro. Tienen un agujero en un extremo con un sistema de palos para que los galápagos puedan entrar, pero no salir. Están provistas de dos flotadores a cada lado que mantienen la nasa parcialmente sumergida (Figura 9). El cebo utilizado era una sardina *Sardina pilchardus* en descomposición suspendida en una red que quedaba sumergida en el medio de la trampa. Mediante una cuerda atada a uno de los extremos se lanzaba a unos tres metros de distancia en el agua y posteriormente se recogía para comprobar la captura.



Figura 9. Nasa flotante cebada para la captura de galápagos. Fuente: APN de la RNS.

Metodología de captura

Se obtuvo un permiso de captura mediante la Resolución de 16 de abril de 2015 de la Dirección General de Conservación del Medio Natural del Gobierno de Aragón por la que se autoriza al autor la captura de ejemplares de especies de fauna silvestre (galápagos) y el uso de datos con fines de investigación y educación (Ver Anexo II: Autorización captura de galápagos).

Durante el tiempo que duró el muestreo las trampas se comprobaron un mínimo de dos veces por semana. Todos los ejemplares capturados de galápagos autóctonos fueron pesados, medidos y marcados (si no lo estaban ya) siguiendo el código de Holland (1991), salvo los ejemplares juveniles muy pequeños cuando el marcaje supuso un riesgo de dañar el caparazón. Los galápagos exóticos, una vez pesados y medidos, se trasladaron al Centro de Recuperación de Fauna de La Alfranca, dependiente del Gobierno de Aragón, para su sacrificio.

El código de Holland (1991) es un sistema de marcaje periférico de galápagos que consiste en hacer incisiones en el borde exterior de los escudos marginales. El número y posición de las incisiones permite suficientes combinaciones para individualizar todos los ejemplares y además se trata de marcas inocuas y permanentes (Ver Anexo III: Código de Holland).

En cada punto de muestreo se rellenaron unas fichas de campo con aspectos relevantes como la identificación de la especie, determinación del sexo (Figura 10), el pesado con báscula electrónica de precisión 1 g, el marcaje y la toma de datos biométricos mediante calibre; longitud del espaldar o caparazón superior (CL); anchura del espaldar o caparazón superior (CB); longitud del plastrón o caparazón inferior (PL), todo ello en cm. También se tomaron fotografías de la parte superior e inferior de cada ejemplar (Ver Anexo IV: Fotografías).

Además, en otra ficha de campo se anotaron datos relativos al tipo y ubicación de las trampas, la fecha de colocación y revisión y las demás especies animales que pudieran caer en las trampas (Ver Anexo V: Fichas de campo).

Los galápagos autóctonos fueron liberados en el lugar exacto de su captura tras la toma de datos.

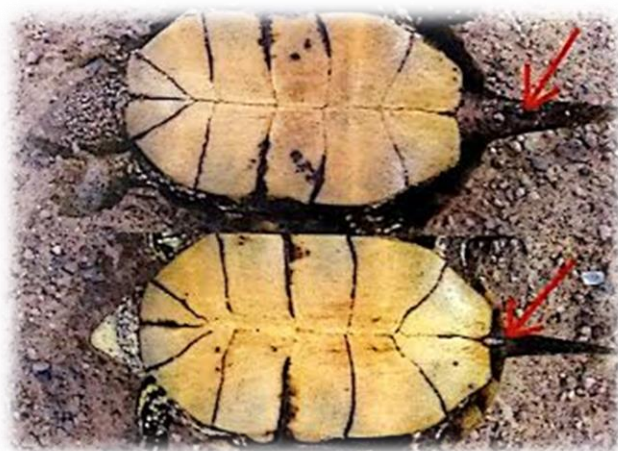


Figura 10. Sexado del galápagos de Florida según la posición de su cloaca. Espécimen superior: macho (cloaca separada del caparazón); espécimen inferior: hembra (cloaca pegada al caparazón). Fuente: APN de la RNS.

Los materiales de campo necesarios fueron: guantes de goma, cinta métrica, báscula electrónica de precisión, segueta, cubos, calibre manual (error 0,01 mm), pegamento, GPS, fichas de campo y bolsas para muestras.

El equipo de trabajo estaba formado por el autor de este TFG y varios APN de la RNS que se iban alternando: Jesús Urbón, Ricardo Serrano y fundamentalmente, Francisco Sebastián. Varias veces nos acompañó el codirector de este trabajo, Joaquín Guerrero.

Segundo muestreo con nasas pequeñas

En el periodo de muestreo comprendido entre el 29 de junio y el 7 de agosto de 2015 se instaló una nasa pequeña al lado de las nasas grandes que estaban ya activas desde el 30 de abril de 2015. La comprobación de las trampas en este periodo fue llevada a cabo por Pedro Lambán, Daniel Herranz y Javier Garatachea, tres alumnos del Grado de Ciencias Ambientales de la Universidad de Zaragoza, en ocasiones acompañados por los APN antes mencionados.

Mediante este muestreo con los dos tipos de trampa se podrá estudiar la efectividad de cada una de las nasas y la selectividad en la captura, es decir, la posibilidad de que alguna especie en concreto tuviese más tendencia a caer en un tipo de trampa que en el otro debido, por ejemplo, al tamaño.

2.3. Tratamiento de los datos

2.3.1. Estandarización de la base de datos

Todos los datos recogidos en las fichas de campo en la campaña de muestreo del año 2015 se sumaron a los recogidos en campañas anteriores (2004, 2005, 2006, 2010, 2011, 2012) y se elaboró y estandarizó una base de datos de la RNS que sirve de pilar fundamental para la realización de este trabajo.

Además de los datos biométricos descritos en la metodología de captura, se recogían en ella, el lugar de captura, la fecha, el número de marcaje, observaciones de posibles eventos destacables, otras especies capturadas en las trampas, y las recapturas de ejemplares, de las que se apuntaban la fecha, el lugar y el peso.

A partir de 2006 se eliminó la trampa nº 4 de La Alfranca porque apenas se capturaban ejemplares. En el galacho de la Cartuja se quitaron tres de las seis trampas para evitar molestias a una colonia de garza imperial y otras ardeidas como el martinete que se habían instalado en la zona.

Para poder comparar los resultados de los distintos años hay que tener en cuenta que los tres primeros años (2004, 2005 y 2006) se trabajó con diez trampas, cuatro en La Alfranca (la nº 4 apenas daba resultados) y seis en la Cartuja. En el año 2015, como se ha dicho anteriormente, se trabajó con seis trampas en la RNS. Pero, hacia la mitad del periodo de muestreo se instalaron otras seis trampas pequeñas, lo que daría una media de nueve trampas en todo el período. Consideramos que el esfuerzo de muestreo realizado en el año 2015 puede ser semejante al que se hizo en 2004, 2005 y 2006. Por ello este trabajo se va a centrar en la comparación entre estos 4 años sin obviar los datos recogidos en otras campañas que se utilizaran a modo comparativo.

2.3.2. Distribución del galápago de Florida en Aragón (1998-2015)

Se depuró una base de datos existente del Gobierno de Aragón, formada principalmente por datos de distribución recogidos en las campañas de trampeo realizadas por los APN. Las citas datan desde el año 1998 hasta el 2015. También se incluían en esa base, datos de la Asociación Naturalista de Aragón (ANSAR), de la Asociación Herpetológica Española (AHE) y de particulares, así como los datos de entradas en el Centro de Recuperación de Fauna Silvestre de La Alfranca, dependiente del Gobierno de Aragón.

Se ha realizado un mapa de puntos y de cuadrículas UTM 10 x 10 km para conocer la distribución actual. Se utilizó un Sistema de Información Geográfica (SIG) ArcGIS para elaborarlo.

Para calcular el porcentaje de ocupación se descargó la capa vectorial del Ministerio de Agricultura, Pesca, Alimentación y Medio Ambiente de España (MAPAMA) con 581 cuadrículas UTM de 10 x 10 km, donde cada cuadrícula tiene un número asignado.

2.3.3. Poblaciones de galápagos autóctonos en simpatria con el galápagos de Florida en Aragón

Se interpretan datos recogidos en campañas de captura realizadas por los APN y la Asociación Amigos del Río en otros lugares de Aragón ajenos a la RNS (Guerrero y Jarne, 2014; Guerrero Campo *et al.*, 2018). Se determinó la estructura de edades con unos intervalos de tamaño concretos para cada caso para su mejor visualización, y la sex-ratio de las poblaciones en los casos de Estaña y Alcañiz para luego poder compararla con la población de la RNS y otros lugares donde conviven con la especie invasora, para observar si existen efectos negativos en la población autóctona debido a la convivencia.

2.3.4. Estimación y evolución poblacional

Para llevar a cabo una primera aproximación a la estimación poblacional se contaron los ejemplares distintos de cada especie que cada año fueron capturados.

Para realizar la comparativa anual, se eligió un mismo periodo de trampeo, que comprendía del 30 de abril al 7 de agosto. El número de trampas y su ubicación también fue esencialmente la misma para todos los años. De esta manera se estandarizaron los factores para que los resultados de los distintos años (2004, 2005, 2006 y 2015) fueran comparables.

Para comprobar la evolución de las poblaciones desde el 2004 hasta el 2015 se hizo una prueba χ^2 para cada especie comparando captura vs no captura, es decir, número de eventos de captura negativos (número de trampas activas por número de días en que se revisan todas las trampas) vs número de eventos en que se capturan ejemplares distintos de galápagos (por ejemplo, número total de galápagos leprosos capturados).

Se calculó el porcentaje de ejemplares capturados de cada especie respecto al total de galápagos capturados por año, con el fin de observar si alguna especie en concreto predominaba respecto a las otras y la evolución del porcentaje de capturas en el tiempo.

Se intentó estimar la población mediante el método de Lincoln-Petersen y el de la curva de saturación.

Método de Lincoln-Petersen (Gallina y López, 2011; Badii *et al.*, 2012)

Este método es muy popular para estimar el tamaño de la población de una especie altamente móvil. Un número de individuos son capturados y marcados de una forma identificable y liberados en un periodo corto de tiempo. En una fecha posterior se captura otra muestra de la población en la que se esperan recapturas del primer muestreo.

La estimación del tamaño de la población (N) se calcula mediante la siguiente ecuación:

$$N = M \times n / R$$

Donde M es el número de ejemplares capturados y marcados en el primer muestreo; n es el número de ejemplares capturados en el segundo muestreo y R son los individuos recapturados de los que fueron marcados en el primer muestreo (Gallina y López, 2011).

El índice de Lincoln-Petersen depende de los siguientes supuestos:

1. Todos los animales son igualmente capturables.
2. Ningún animal nace ni migra hacia la población entre el marcado y la recaptura.
3. Los animales marcados y no marcados mueren o emigran a la misma tasa,
4. Ninguna marca se pierde.

Desafortunadamente, esta fórmula produce estimaciones sesgadas con mayor sesgo para poblaciones pequeñas.

Según Seber (1982) se usa el estimador no sesgado $\hat{N} = [(M+1)(C+1) / (R+1)] - 1$, si se reúne una de las siguientes condiciones:

1. $(M+C) \geq \hat{N}$
2. $R > 7$

La precisión de este método es inversamente dependiente del número de animales marcados recapturados, por lo que hay que intentar obtener una R razonablemente grande que a su vez hará la n más grande.

Siguiendo este criterio se han seleccionado los periodos de captura y recaptura. Además, se han comparado dos periodos distintos dentro del mismo año con el fin de ver si existen diferencias significativas variando los factores. Sin embargo, en algunos casos como en el año 2006 los ejemplares capturados dentro del periodo estudiado son tan escasos que es obligado desestimar el método.

Hay que tener en cuenta que esta técnica no es válida en el caso del galápago de Florida ya que los ejemplares fueron eliminados convenientemente tras su extracción del medio.

Curva logística o de saturación

Para comprobar si la población llegaba al valor de la saturación se sumó el número de ejemplares capturados en cada evento de captura a los del evento anterior. De esta manera los ejemplares se iban acumulando para poder realizar la curva de saturación.

2.3.5. Determinación de la estructura poblacional

Para determinar la estructura poblacional se midió la longitud del caparazón (cm) de los ejemplares capturados de los tres galápagos en los años 2004, 2005, 2006 y 2015.

Para realizar los gráficos de frecuencias de tamaño, se han establecido 9 intervalos de tamaño: (<7,9; 8-9,9; 10-11,9; 12-13,9; 14-15,9; 16-17,9; 18-19,9; 20-21,9; >22 cm) y se anotaron el número de ejemplares de cada intervalo.

Se elaboraron otros gráficos de frecuencias de tamaño, esta vez en base a una categorización más sencilla y más adecuada a cada especie. Se crearon tres clases de edad para cada especie, basadas en la bibliografía (Keller, 1997a; Outerbridge, 2008). De esta manera se agruparon los ejemplares en juveniles, adultos y viejos (Tabla 2).

Tabla 2. Clases de edad por especie de galápago en el RNS. Adaptado de Keller (1997a); Outerbridge (2008).

	Galápago leproso	Galápago europeo	Galápago de Florida
Juveniles	0 - 8,9 cm	0 - 10,9 cm	0 - 9,9 cm
Adultos	9 - 16,9 cm	11 - 14,9 cm	10 - 17,9cm
Viejos	>17 cm	>15 cm	>18 cm

Con esto se consigue crear unas categorías de tamaño concretas para cada especie ya que, obviamente, son diferentes entre sí. Mientras que podemos encontrar galápagos de Florida y leprosos de más de 22 cm, el galápago europeo no pasa de 18 cm en nuestro estudio. Esto no

quiere decir, necesariamente, que la distribución de la población esté sesgada en ese intervalo de tamaño, si no que el galápago europeo tiene menor tamaño y nunca alcanza tallas similares a las que alcanzan las otras dos especies.

2.3.6. *Tamaño medio*

Para calcular el tamaño medio por especie se calculó la media aritmética de todas las medidas tomadas (longitud del caparazón en cm) en los años 2004, 2005, 2006 y 2015. También se calculó el tamaño medio global por especie haciendo la media aritmética del tamaño medio sumando los cuatro años.

2.3.7. *Sex ratio*

Para determinar la sex ratio se contabilizaron los ejemplares machos y hembras de cada especie según el año, de acuerdo a las clases de edad concretadas anteriormente. Los ejemplares catalogados como juveniles no se tuvieron en cuenta para los cálculos de este apartado.

Se aplicó la prueba de χ^2 para comprobar si las diferencias en el sesgo eran significativas y se elaboraron unos gráficos que representaban la proporción de sexos por especie y año respecto a un total representado como el 100 %.

Se calculó la ratio de sexos global para cada especie. Una ratio de sexos igual a uno está equilibrada y se calcula dividiendo el número de machos por el de hembras.

2.3.8. *Comparación de dos tipos de trampeo*

Como resultado del segundo muestreo con nasa pequeña se recopilaron datos que sirvieron para comparar la efectividad de los dos tipos de trampa: la nasa grande utilizada desde los primeros muestreos de 2004 y la nasa pequeña que se instaló posteriormente en 2015 en los mismos puntos de muestreo.

Primero se contaron las capturas de galápagos según tipo de nasa, incluyendo las recapturas.

Para comprobar la significancia del muestreo, se elaboró una tabla con los eventos de captura y el número de galápagos de cada especie que eran capturados por una trampa determinada en una fecha concreta. Como cada trampa grande tenía una trampa pequeña junto a ella, se

realiza una prueba de muestras relacionadas, por pares o pareadas, en este caso, la prueba de los rangos con signo de Wilcoxon.

Para estudiar la correlación entre el tamaño de los ejemplares, y el tipo de nasa en la que son capturados se realizó una tabla con el número de galápagos capturados según tipo de nasa, especie y tamaño (de menor a mayor). Se ha realizado el test no paramétrico de U de Mann-Whitney para comprobar la significancia de las diferencias entre el tamaño medio de los ejemplares capturados con la trampa grande vs. el tamaño de los capturados con la nasa pequeña.

Además, se han propuesto unos intervalos de tamaño (<9,9 cm; 10-12,9; 13-16,9; >17) con los que se han realizado gráficos de capturas por tipo de nasa para visualizar mejor cómo el tipo de trampa puede afectar al tamaño del animal capturado. Son intervalos tomados a partir de las tres categorías de tamaño anteriores, pero tratando de abarcar a las 3 especies.

2.3.9. *Análisis estadístico*

Para realizar los análisis estadísticos se ha utilizado el programa IBM SPSS Statistics 19.

Prueba de normalidad

En primer lugar, se debe conocer la distribución que presentan las distintas variables en estudio para aplicar después pruebas estadísticas paramétricas o no paramétricas; para ello se aplica una prueba de normalidad.

Para las variables con un tamaño muestral igual o superior a 50 ($N \geq 50$) se utiliza la prueba de Kolmogorov-Smirnov; para aquellas variables con tamaño muestral inferior ($N < 50$) se utiliza la prueba de Shapiro Wilk. Si el p valor (significancia) resulta mayor de 0,05 se acepta la hipótesis nula de homogeneidad, es decir, la variable en cuestión presenta una distribución que se ajusta a la normal.

Relación entre variables

Para analizar la relación que existe entre las distintas variables se han aplicado pruebas estadísticas no paramétricas, ya que las distribuciones no se ajustaban a una normal:

- Prueba de los rangos con signo de Wilcoxon: analiza la relación entre los datos de dos variables relacionadas y determina si hay diferencias entre ellas.

- U de Mann-Whitney: Aplicada a dos variables independientes.
- Prueba de Kruskal-Wallis: Es una extensión de la prueba de la U de Mann-Whitney para 3 o más variables independientes.
- Prueba χ^2 de Pearson: mide la discrepancia entre una distribución observada y otra teórica. También se utiliza para probar la independencia de dos variables entre sí.

3. Resultados

3.1. Distribución general del galápago de Florida en Aragón (1998-2015)

Con los datos de distribución actualizados de la base de datos usada en este trabajo hasta 2015, se ha realizado un mapa de puntos y de cuadrículas UTM 10 x 10 km de presencia para describir la distribución actual (Figura 11).

Se recopilieron 130 citas, la mayoría en los galachos de la Alfranca y la Cartuja. En la provincia de Zaragoza la especie está presente en 22 términos municipales: Pastriz, La Puebla de Alfindén, Zaragoza (Juslibol, Parque del Agua), Alagón, Borja, Herrera de los Navarros, Mezalocha, El Burgo de Ebro, Novillas, Boquiñeni, Belchite, Pinseque, Épila, Ateca, Bujaraloz, Casetas, Añón del Moncayo, Badules, Ricla, Nuévalos, Los Fayos y Uncastillo. Las citas aisladas en la provincia de Huesca han aumentado considerablemente. Encontramos presencia de la especie en 10 municipios: Monzón, Fonz, Graus, Nueno, Arguis, Huesca, Benabarre (Estaña), Capella, Binaced y Ardisa. En la provincia de Teruel la encontramos en 8 municipios: Alcañiz, Alloza, Teruel, Calaceite, Santolea, Castelnou, Samper de Calanda, Rubielos de Mora y en el embalse del Arquillo de San Blas (Teruel).

Contamos con 34 cuadrículas 10 x 10 km y 39 citas en localidades distintas (5,8 % ocupado). Gran parte de las citas se asocian a núcleos urbanos medios o grandes. Algunas citas se ubican en parques urbanos.

Podemos decir que existen al menos cinco poblaciones de esta especie que habitan el medio natural de Aragón: (i) Valle medio del Ebro desde la entrada del río en Aragón (Novillas) y especialmente en las cercanías de Zaragoza (Juslibol, La Alfranca, La Cartuja y alrededores), así como la zona inferior del cauce final del río Gállego, en Zaragoza; (ii) La Estanca y el río Guadalope a su paso por Alcañiz (Teruel); (iii) las lagunas de Estaña (Benabarre, Huesca); (iv) el embalse de La Tranquera (Nuévalos, Zaragoza) y (v) El Arquillo de San Blas (Teruel). En todos estos lugares se han localizado varios individuos juntos.

En varios puntos del territorio se ha encontrado un ejemplar, al parecer aislado, de galápago de Florida en áreas con población de galápagos autóctonos (Monzón, Binaced, Los Fayos, Quinto de Ebro, Ardisa). La existencia constatada de poblaciones de galápago de Florida conviviendo con los galápagos autóctonos se ha observado hasta el momento en tres zonas: (i) en un amplio sector del río Ebro y masas de agua asociadas a él, en todo el entorno de Zaragoza

capital (RNS), y en el bajo río Gállego; (ii), en el río Guadalope a su paso por Alcañiz (Teruel) y (iii) en las lagunas de Estaña en Benabarre (Huesca).

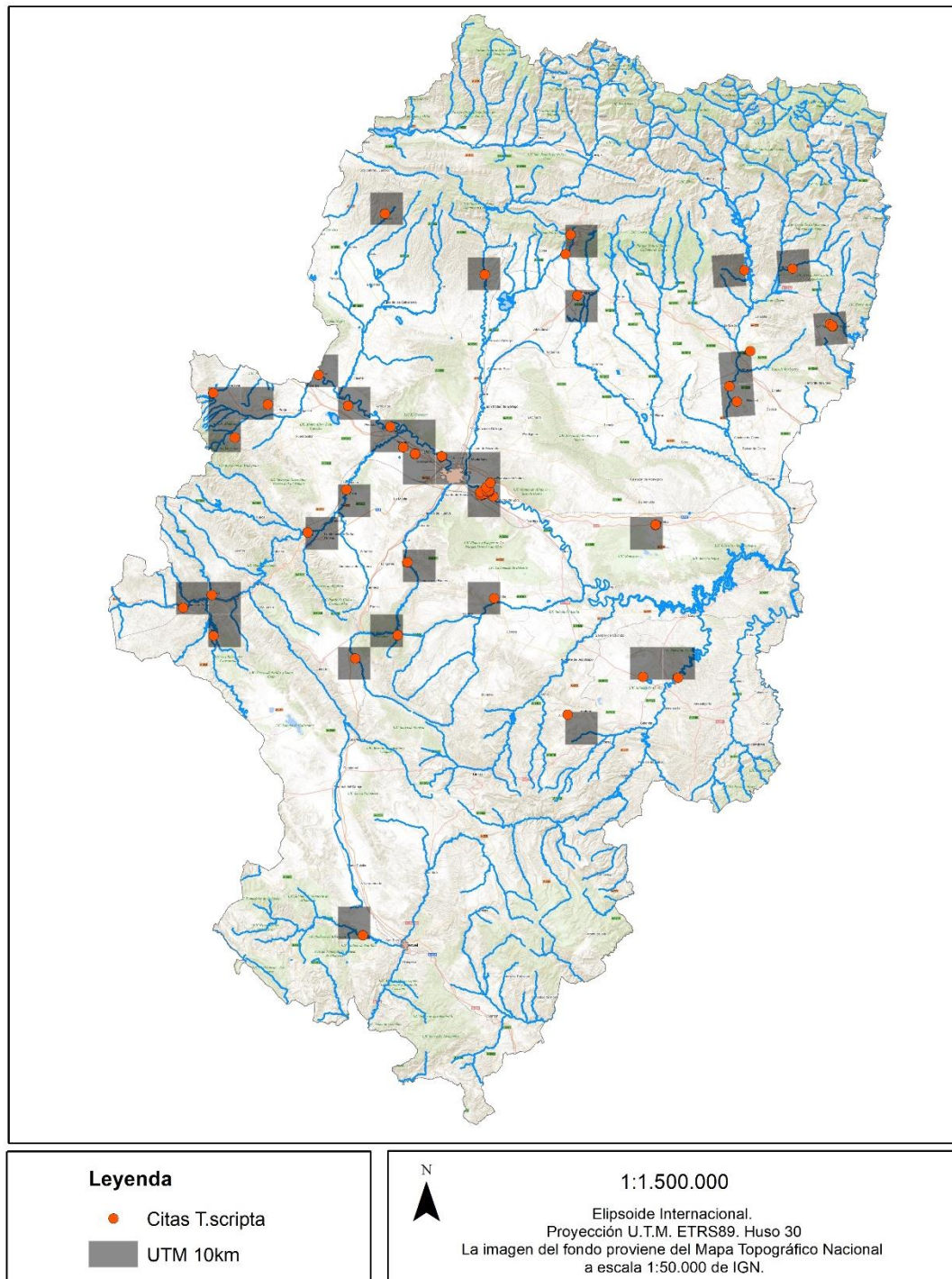


Figura 11. Distribución del galápago de Florida en Aragón (1998-2015).

3.2. Poblaciones de galápagos autóctonos en simpatria con el galápagos de Florida en Aragón

Recabando los lugares de Aragón en los que los galápagos autóctonos conviven con el galápagos de Florida, se dan diversas situaciones. Un caso extremo sería la balsa de Larralde, muy alejada del río Ebro, ubicada junto a la población de Garrapinillos. Recibe retornos de riego y tiene una importante población de carpa europea. Posee hoy en día una población de galápagos formada exclusivamente por galápagos de Florida, pero atendiendo a algunos testimonios, hacia 1985 tenía una población de galápagos leproso.

Juslibol es un caso paradigmático, donde además del Galacho de Juslibol existen varias lagunas fruto de la actividad extractiva de áridos llevada a cabo hasta los años 1970. Clásico lugar de esparcimiento en las afueras de Zaragoza capital, posee posiblemente la mayor población de galápagos de Florida de Aragón. Gracias a una actuación del Ayuntamiento de Zaragoza, en el periodo 2003-2006 fueron capturados allí mediante nasas de 1 m de longitud, 118 galápagos de Florida, que fueron retirados, así como numerosos galápagos leprosos, pero ningún europeo pese a su cercanía y a ser un hábitat muy similar al de la RNS. Aunque las campañas de extracción mediante nasas han continuado, la tasa de captura de la especie exótica ha disminuido y la población de galápagos leproso ha sufrido una alarmante disminución, hasta el punto de que en los últimos años sólo se capturan dos ejemplares (Guerrero Campo *et al.*, 2018).

Aguas abajo de Zaragoza, a unos 9 km de Juslibol (Zaragoza), los galachos de La Alfranca y La Cartuja, situados cerca del río Ebro y a ambos lados del mismo, presentan un caso más intermedio, con una población más repartida entre las dos especies autóctonas y la exótica. Un caso similar, en un entorno mucho más pequeño, parece darse en la balsa Ojo del Fraile (Casetas), donde se han capturado las tres especies.

Casos menos avanzados de invasión serían los de Alcañiz y Estaña. En uno y otro caso, la población de galápagos de Florida es todavía pequeña comparada con la de las especies autóctonas y todavía conviven unas y otras especies sin grandes tendencias. En Alcañiz con el galápagos leproso y en Estaña con el europeo.

3.2.1. Lagunas de Estaña (Benabarre)

La Figura 12 muestra la estructura poblacional del galápagos europeo, caracterizada por el predominio de las tallas medias y la escasez por la falta de juveniles y de ejemplares adultos de

mayor tamaño. La relación de sexos (49% machos; 46% hembras; 5% juveniles) está equilibrada siendo ligeramente sesgada hacia los machos.

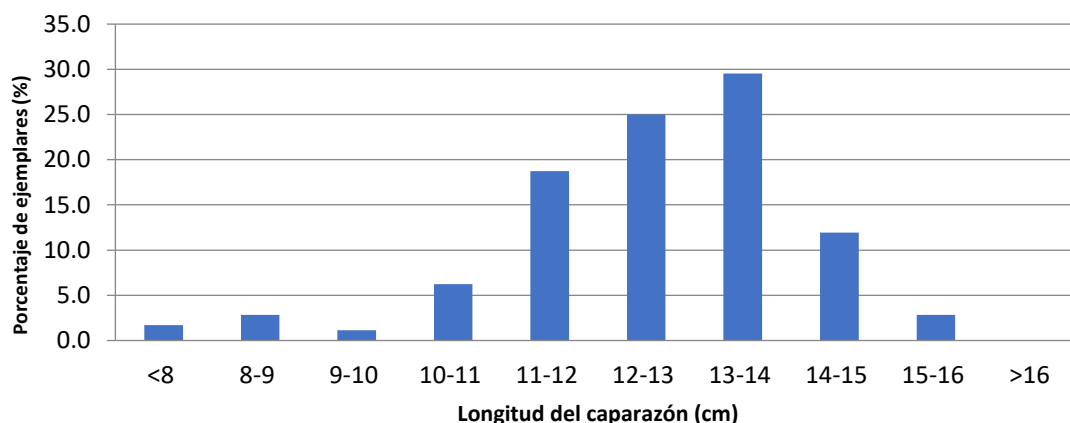


Figura 12. Estructura poblacional del galápago europeo en las Lagunas de Estaña (Benabarre, Huesca). N=169, 2010-2013.

3.2.2. Río Guadalope (Alcañiz)

Las Figura 13 muestra la estructura poblacional del galápago leproso en el río Guadalope (Alcañiz). Se caracteriza por tener representantes en todos los intervalos de tamaño. Predominan los ejemplares entre 16 y 18 cm y existe una cantidad considerable de juveniles (18%). La relación de sexos (57% machos; 25% hembras) está claramente sesgada hacia los machos.

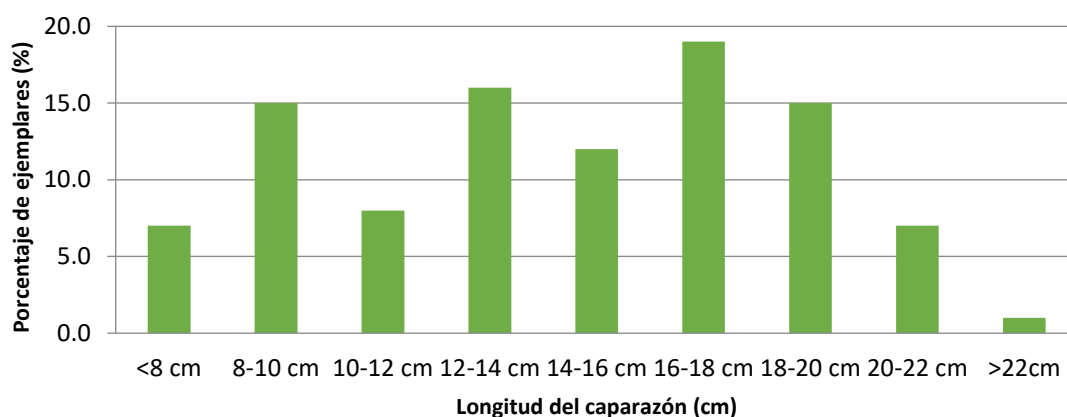


Figura 13. Estructura poblacional del galápago leproso en el río Guadalope (Alcañiz, Teruel). N=100, 2012.

3.2.3. Entorno de Zaragoza: Galachos del Ebro, balsa del Ojo del Cura, balsa del Fraile, balsa de Larralde, Bajo Gállego

El mayor número de datos de presencia del galápago de Florida de Aragón ocupa el eje del Ebro, con citas en localidades río arriba como Novillas y Boquiñeni y una importante concentración de ejemplares en los términos municipales de Zaragoza, Pastriz y El Burgo de Ebro. Aunque ocasionalmente se observan animales en el río, habitan principalmente las lagunas de la ribera, principalmente los galachos.

En la balsa Ojo del Fraile en el 2012, se capturaron cinco galápagos europeos (cuatro machos y una hembra), tres galápagos leprosos (dos machos y un juvenil) y 2 galápagos de Florida, las dos hembras.

La primera cita del galápago de Florida en la balsa de Larralde tuvo lugar el 31 de marzo de 1998 y su presencia se ha constatado anualmente hasta la actualidad. En estos años se han capturado 16 ejemplares diferentes.

3.3. Situación de los galápagos en la RNS

3.3.1. Evolución de las poblaciones

En total se cuenta con 854 registros de capturas de galápagos, sin contar las recapturas.

La muestra capturada en el año 2015 está compuesta por 96 ejemplares distintos de galápagos, 29 en La Alfranca y 67 en La Cartuja. Realmente se capturaron 99 individuos, y se omitió involuntariamente la toma de datos biométricos de 3 de ellos.

En este estudio se considerará, de ahora en adelante, los dos galachos como una sola población ya que entre ellos solo hay 2 km de distancia en línea recta con el río Ebro de por medio. Además, en el estudio de Martínez Rica *et al.*, (2008), un ejemplar de galápago europeo y nueve de galápago leproso se desplazaron entre las dos masas de agua. Por último, estas masas están conectadas durante las crecidas.

La Tabla 3 indica los ejemplares distintos capturados por especie y año. Se incluyen además los años 2010, 2011 y 2012 que, aunque no se consideran para el estudio (las condiciones del muestreo fueron demasiado dispares), es interesante tener una visión global de los ejemplares capturados en esos años.

Tabla 3. Ejemplares totales distintos, sin contar recapturas, capturados por especie y por año en la RNS.

	2004	2005	2006	2010	2011	2012	2015
Galápago leproso	35	34	33	18	20	16	49
Galápago europeo	36	24	17	29	16	11	20
Galápago de Florida	35	18	27	7	33	56	30
Total	106	76	77	54	69	83	99

Para comparar y determinar la población y su evolución en el tiempo, se calcularon el número de ejemplares distintos capturados cada año en un mismo periodo anual, entre el 30 de abril y el 7 de agosto, para que fueran comparables entre sí (Figura 14).

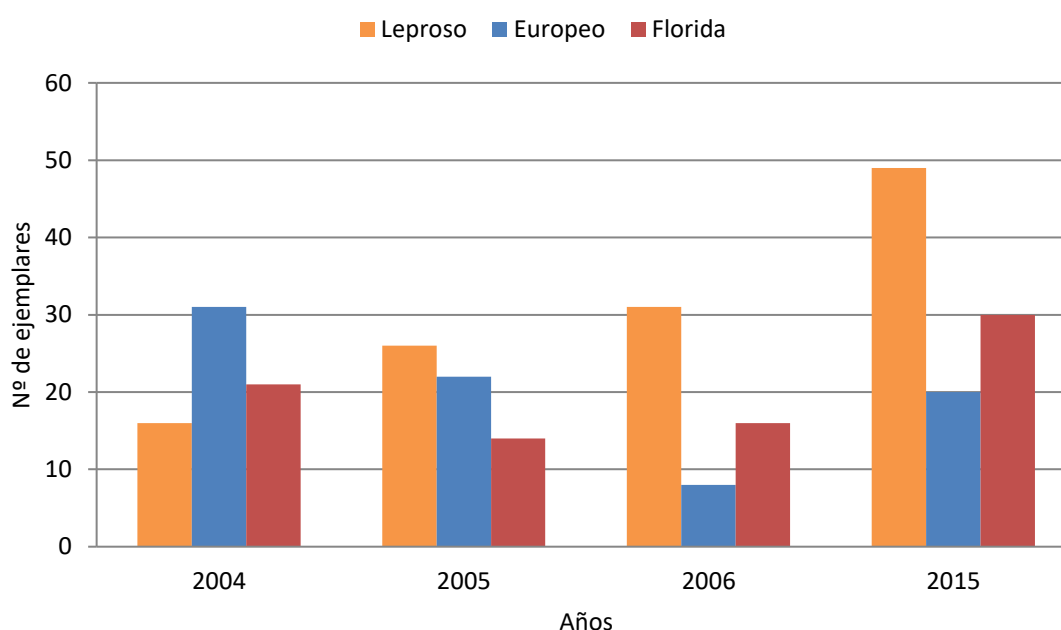


Figura 14. Ejemplares distintos capturados de galápago leproso, europeo y de Florida por año dentro del periodo (30/04-07/08) contando con recapturas de ese mismo año fuera del período y con marcados de años anteriores en la RNS. N=284, 2004-2015.

En la Figura 14 se observa una disminución de capturas del galápago europeo en el tiempo durante el periodo 2004-2006, si bien en 2015 el número asciende. En el año 2004 el mayor número de galápagos capturados de las tres especies son de galápago europeo (Figura 14 y 15).

Comparando 2004 y 2015 no existen diferencias significativas en la tendencia del galápago europeo ($\chi^2 = 1,675$, $p = 0,196$) ni en el de Florida ($\chi^2 = 2,847$, $p = 0,092$) mientras que el número de galápagos leprosos aumenta ($\chi^2 = 23,384$, $p = 0,000$).

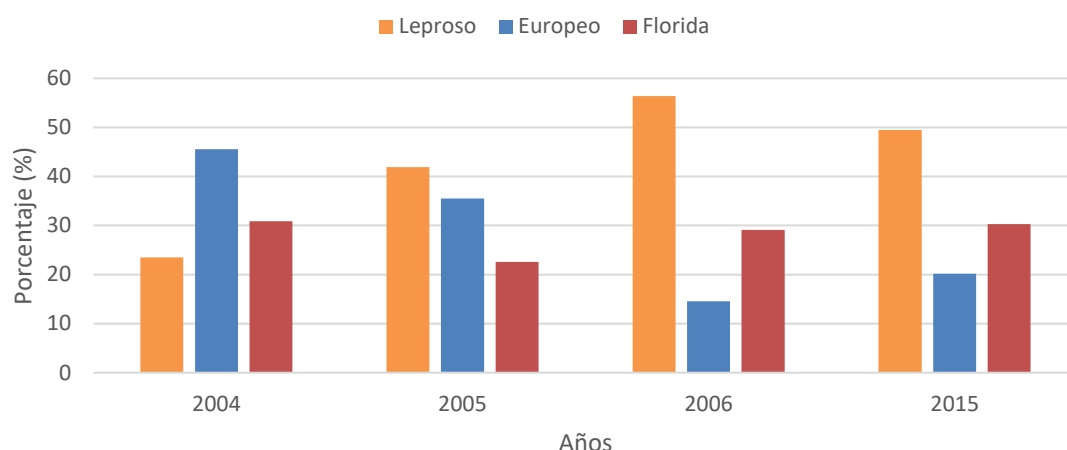


Figura 15. Porcentaje anual de ejemplares distintos capturados por especie respecto al total de galápagos capturados en la RNS. N=284, 2004-2015.

En la Tabla 4 se muestran las capturas totales de ejemplares distintos por año (sin contar recapturas) según el galacho.

Tabla 4. Capturas totales y en porcentaje entre paréntesis de ejemplares distintos, sin contar recapturas, por año y por galacho en la RNS.

	La Alfranca				La Cartuja			
	2004	2005	2006	2015	2004	2005	2006	2015
Galápago leproso	20 (41,6)	15 (41,6)	17 (53,1)	11 (37,9)	15 (25,8)	10 (37,0)	16 (37,2)	38 (54,2)
Galápago europeo	27 (56,2)	20 (55,5)	13 (40,6)	18 (62,06)	9 (15,5)	4 (14,8)	4 (9,3)	2 (2,8)
Galápago de Florida	1 (2,0)	1 (2,7)	2 (6,25)	0 (0)	34 (58,6)	13 (48,1)	23 (53,4)	30 (42,8)
Total	48 (100)	36 (100)	32 (100)	29 (100)	58 (100)	27 (100)	43 (100)	70 (10)

La Tabla 4 muestra varios resultados destacables:

- El galápago europeo se captura predominantemente en La Alfranca y el número de capturas disminuye con los años. En La Cartuja (galacho donde se capturan la mayoría de galápagos de Florida), las capturas de europeo también disminuyen y pasan de 9 en 2004 a sólo 2 en 2015.
- El galápago leproso se captura en los dos galachos en número parecido entre 2004 y 2006. Sin embargo, en el año 2015 se han capturado muchos más ejemplares en la Cartuja en comparación a los primeros años de estudio.

- El galápago de Florida se ha capturado más en la Cartuja con una diferencia muy grande respecto a La Alfranca. En 2015 no se ha capturado ningún ejemplar en La Alfranca mientras que en años anteriores se contaba alguna captura aislada.

3.3.2. *Estima del tamaño de las subpoblaciones*

Curva de saturación

Se estimó la población mediante el método de la curva de saturación o curva logística para el galápago leproso en 2005, 2006 y 2015 (Figura 16, Figura 17 y Figura 18 respectivamente). Sin embargo, se desestimó como método válido porque, en general, no alcanzaba un valor de saturación, aunque en 2015 parece que la curva tiende a saturarse.

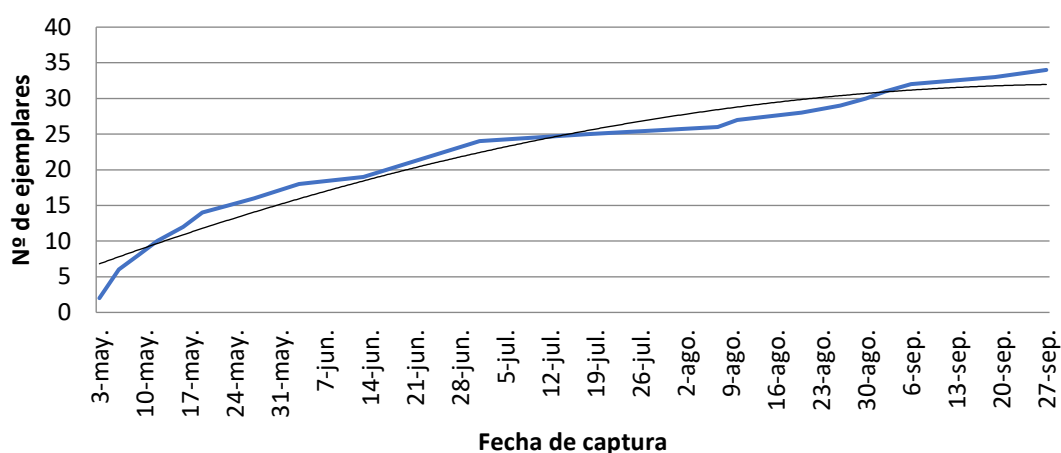


Figura 16. Curva de saturación del galápago leproso en la RNS (2005).

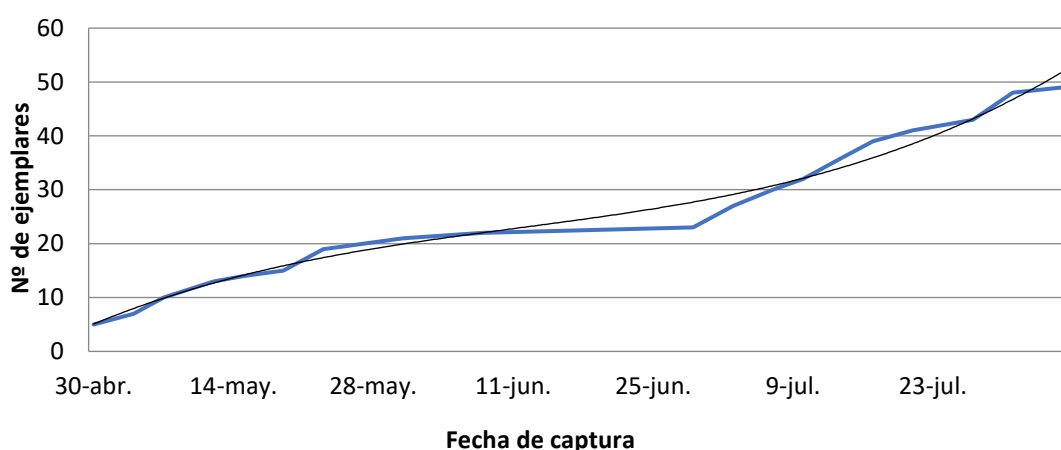


Figura 17. Curva de saturación del galápago leproso en la RNS (2006).

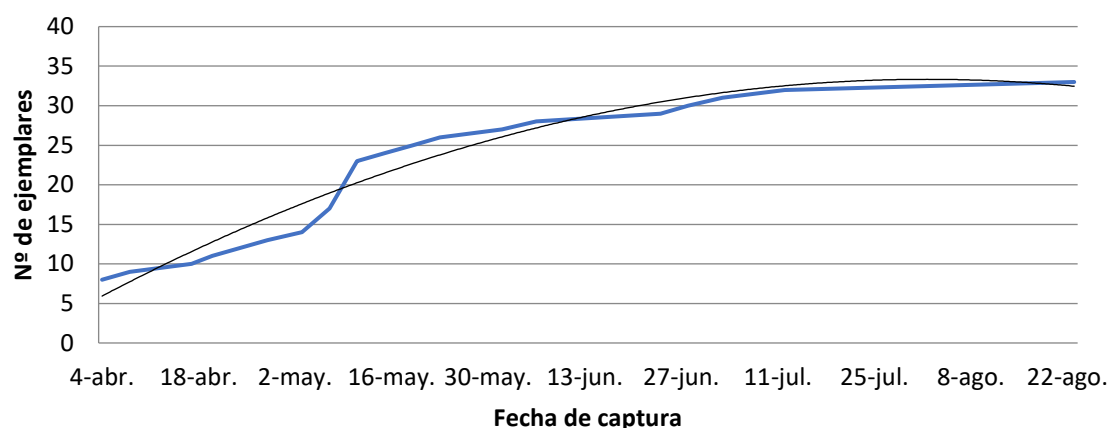


Figura 18. Curva de saturación del galápago leproso en la RNS (2015).

Método de Lincoln-Petersen

Para estimar el tamaño de la población en el año 2015 se consideró como periodo de captura el mes de mayo y como periodo de recaptura el mes de junio (Tabla 5).

El cálculo se hizo nuevamente variando el período de captura (Tabla 6) con el objetivo de aumentar el número de ejemplares capturados y para obtener dos resultados comparables. El primer cálculo del índice de Petersen dio como resultado un tamaño poblacional (sin sesgo) de 90 (\pm EE 29) ejemplares en el caso del galápago leproso y de 28 (\pm EE 15) ejemplares en el caso del europeo. El segundo cálculo dio como resultado un tamaño poblacional (sin sesgo) de 86 (\pm EE 32) ejemplares para el galápago leproso y de 39 (\pm EE 21) ejemplares para el europeo.

Tabla 5. Índice de recaptura de Lincoln-Petersen en los galápagos autóctonos en la RNS (2015). Período de captura: del 30-04 al 31-05. Período de recaptura: del 08-06 al 07-08.

	M	n	R	N	N (sin sesgo)	S
Galápago leproso	21	36	8	94,5	90,4	29,46
Galápago europeo	5	18	3	30,0	28,5	15,81

Tabla 6. Índice de Lincoln-Petersen por especie en el año 2015. Período de captura: del 30-04 al 14-07. Período de recaptura: del 24-07 al 07-08.

	M	n	R	N	N (sin sesgo)	S
Galápago leproso	36	13	5	93,6	86,3	32,83
Galápago europeo	12	11	3	44,0	39	21,66

Calculando la media aritmética de los dos resultados, la estima del tamaño poblacional es de 88 (\pm EE 31) ejemplares para el galápago leproso y de 33 (\pm EE 18) ejemplares para el europeo.

3.3.3. Estructura de tamaños y su evolución

Para estudiar la estructura poblacional se hicieron gráficos anuales que mostraban el porcentaje de ejemplares capturados de las tres especies agrupándolos por tamaños en intervalos de dos centímetros (Figura 19, Figura 20 y Figura 21).

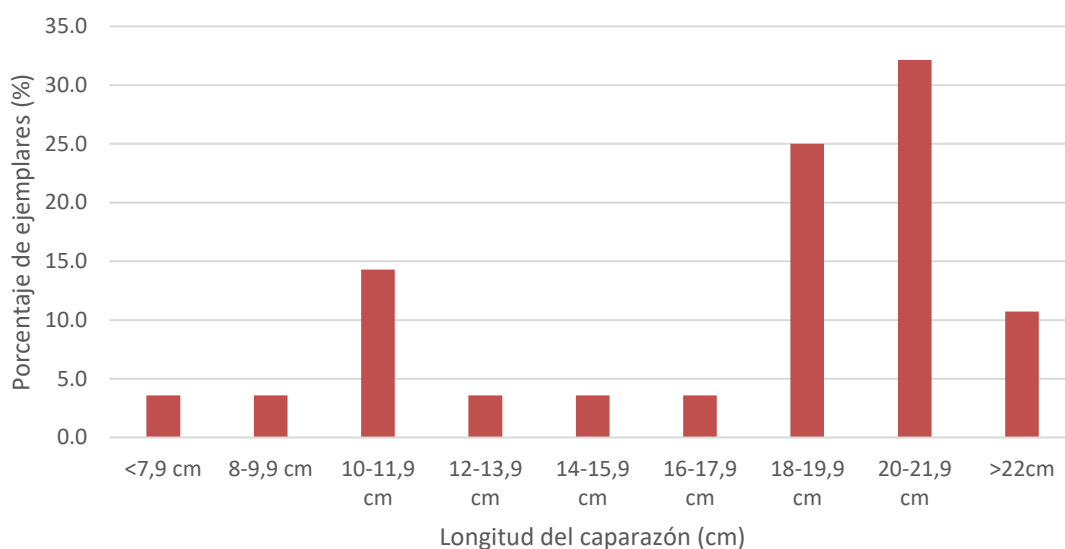


Figura 19. Estructura poblacional del galápago de Florida en la RNS. N=28, 2015.

En 2015 sigue habiendo ejemplares juveniles de galápago de Florida. El grueso de la población lo forman los especímenes de entre 18 y 20 cm, aunque existen representantes de todos los intervalos de tamaño.

En el caso del galápago europeo, se observa (Figura 20) que faltan ejemplares en los extremos de los intervalos de tamaño. La distribución de la población no está equilibrada. No se capturó ningún ejemplar por debajo de los 7,9 cm. El grueso de la población se encuentra entre los 12 y los 18 cm y el intervalo 14-15,9 cm representa el 35 % de la población.

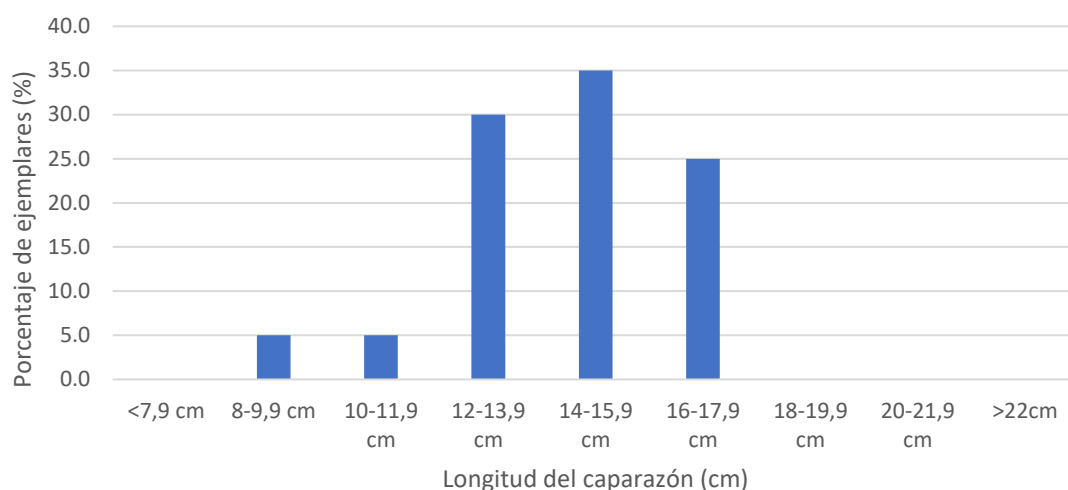


Figura 20. Estructura poblacional del galápago europeo en la RNS. N=20, 2015.

En el caso del galápago leproso en el año 2015 (Figura 21), encontramos una estructura poblacional justamente opuesta a la del europeo, con escasos representantes en la zona media (de 12 a 15.9 cm) y un porcentaje alto de ejemplares en los extremos (entre 8 y 11.9 y a partir de 16 cm). Es cierto sin embargo que existen muy pocos ejemplares por debajo de 7,9 cm.

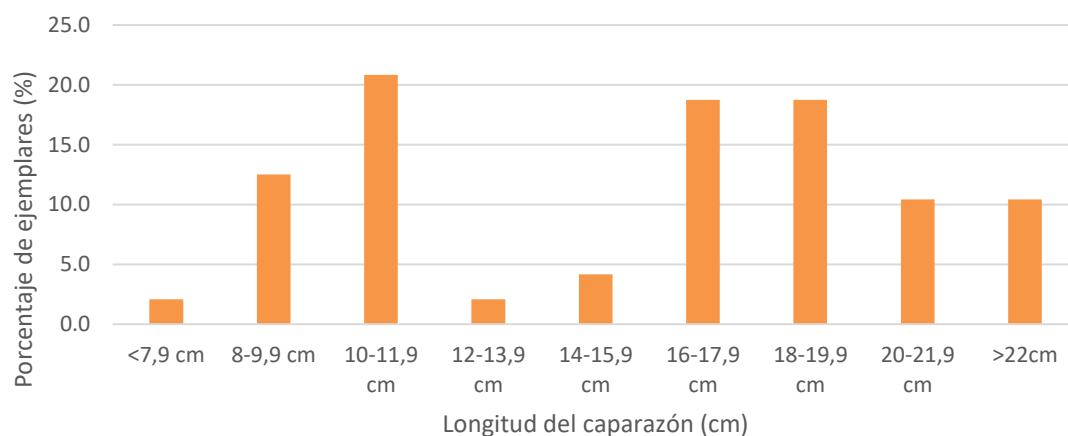


Figura 21. Estructura poblacional del galápago leproso en la RNS. N=48, 2015.

En el Anexo VI: Estructuras poblacionales por año, se puede consultar la estructura poblacional de los años 2004, 2005, 2006, y 2012 por intervalos de tamaño de 2 cm.

Se elaboraron gráficos de frecuencias de tamaño en base a la categorización referida en la metodología. No se observa una tendencia clara en la estructura poblacional por años, aspecto que se puede observar en las Figuras 22, 23, 24 y 25.

En cuanto al galápago de Florida llama la atención que en 2004 no encontramos ejemplares con un tamaño menor de 18 cm (Figura 22). Sin embargo, en los años posteriores encontramos juveniles con lo cual cabe esperar que se seguirán reproduciendo. En 2006 (Figura 24) se observa una gran cantidad de juveniles quizás debido a un evento importante de reproducción. En 2015 lo que tenemos es una gran cantidad de ejemplares viejos de esta especie, aunque sigue habiendo juveniles.

Respecto al galápago europeo, el grueso de la población se distribuye en la clase adultos (11-14,9 cm) aunque también existe un porcentaje de ejemplares importante de adultos viejos sobre todo en 2005 (Figura 23) y 2015 (Figura 25). Sin embargo, el porcentaje de juveniles es considerablemente pequeño incluso inexistente en el año 2006 (Figura 24).

En las tres especies hay poco porcentaje de juveniles. En el galápago leproso el grueso de la población se distribuye en las clases adultos y adultos-viejos. En los años 2004 y 2005 podemos observar una ligera tendencia al envejecimiento de la población (Figura 22 y Figura 23) pero en 2006 y 2015 vemos que hay más ejemplares adultos que adultos-viejos (Figura 24 y Figura 25).

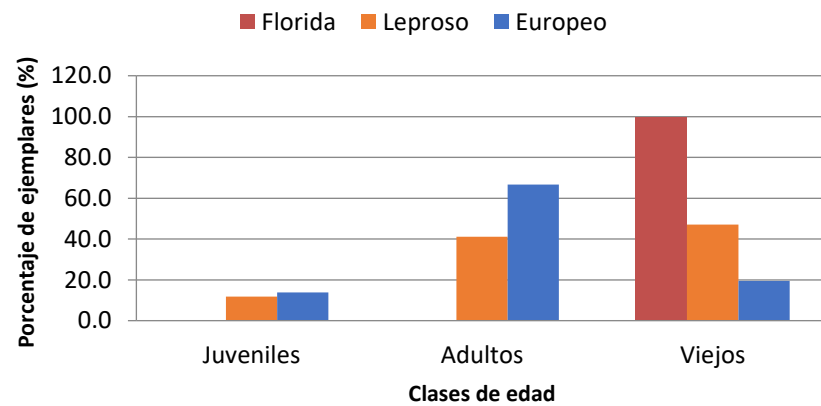


Figura 22. Estructura poblacional del galápago leproso, europeo y de Florida en la RNS. N=81, 2004.

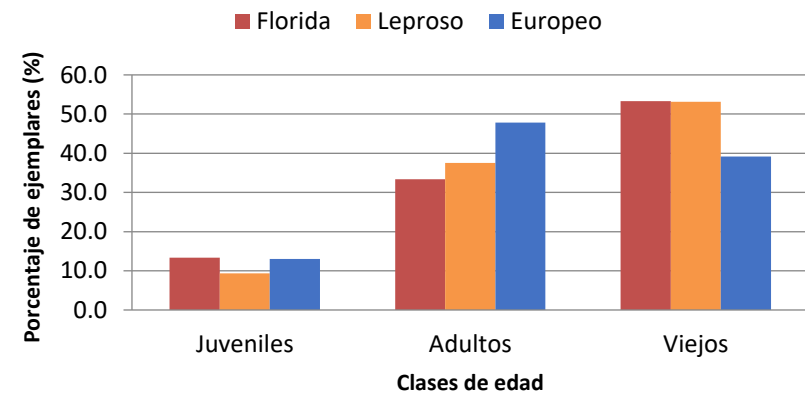


Figura 23. Estructura poblacional del galápago leproso, europeo y de Florida en la RNS. N=70, 2005.

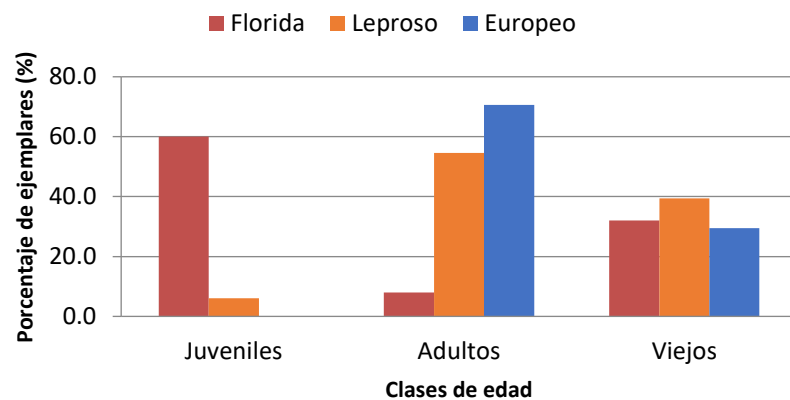


Figura 24. Estructura poblacional del galápago leproso, europeo y de Florida en la RNS. N=75, 2006.

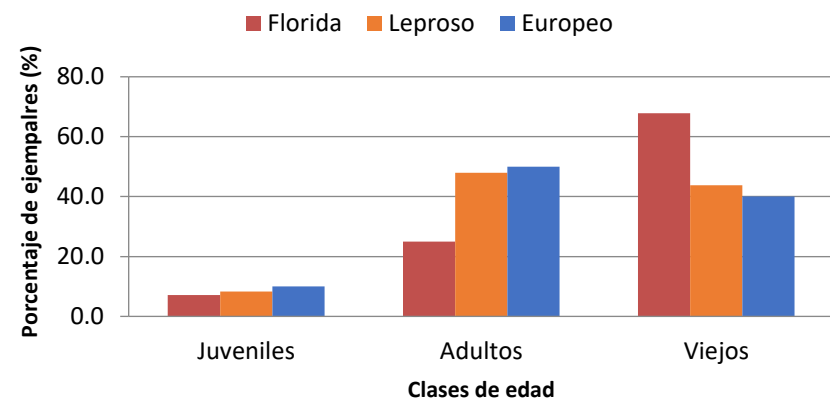


Figura 25. Estructura poblacional del galápago leproso, europeo y de Florida en la RNS. N=96, 2015.

3.3.4. Evolución del tamaño medio

Tamaño medio del galápago de Florida

El tamaño medio de los ejemplares capturados de galápago de Florida es de 16,46 cm. Pero este tamaño desciende de casi 20 cm en 2004, a 11,4 cm en 2006, recuperándose a 17,5 cm en 2015 (Figura 26).

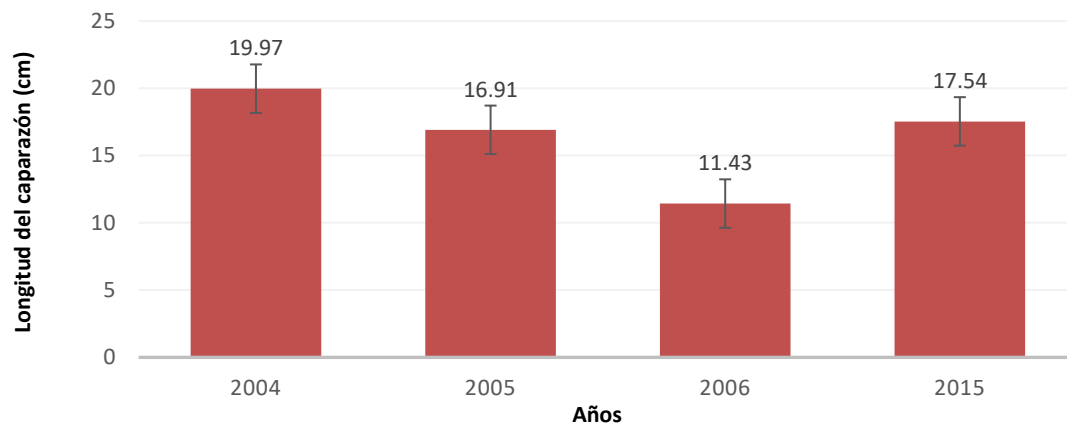


Figura 26. Tamaño medio (cm) del galápago de Florida por año en la RNS. N=79.

Los resultados de las pruebas de normalidad de Shapiro-Wilk indican que las variables no se ajustan a una distribución normal (Tabla 7).

Tabla 7. Resultados del test de normalidad para la variable tamaño medio del galápago de Florida.

Año	N	Z	p
2004	11	0,67	0
2005	15	0,861	0,025
2006	25	0,803	0
2015	28	0,858	0,001

Al realizar la Prueba de Kruskal-Wallis para n variables independientes, observamos que el resultado global muestra que existen diferencias significativas en el tamaño medio anual (N=79; $\chi^2=13,670$; $p=0,003$). Estas diferencias se deben a que el tamaño medio en el año 2006 es significativamente menor que los otros años (2004, 2005 y 2015), los cuales no muestran diferencias significativas entre ellos.

Tamaño medio del galápago europeo

El tamaño medio del galápago europeo es de 14,05 cm y se mantiene estable durante los cuatro años. El valor máximo es de 14,59 cm en el año 2005 y el mínimo en el 2004 donde alcanzó 13,39 cm (Figura 27).

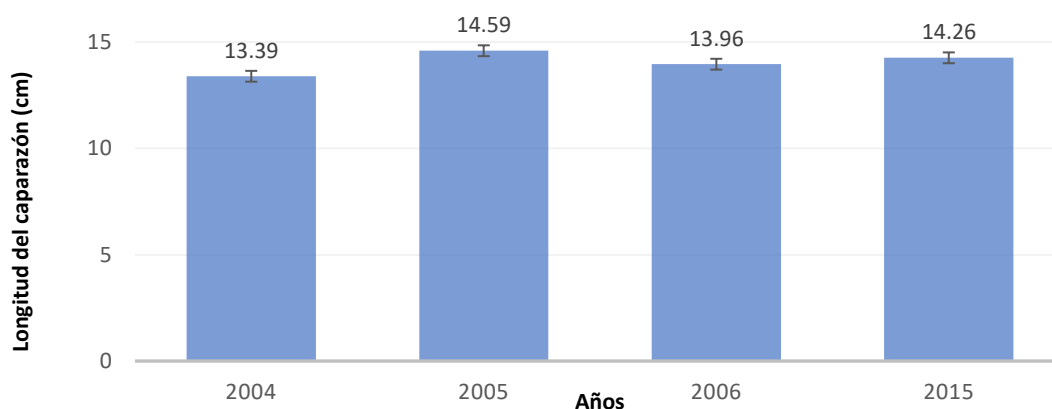


Figura 27. Tamaño medio del galápago europeo por año en la RNS. N= 96.

Los resultados de las pruebas de normalidad de Shapiro-Wilk indican que las variables no se ajustan a una distribución normal (Tabla 8).

Tabla 8. Resultados del test de normalidad para la variable tamaño medio de galápago europeo en la RNS.

Año	N	Z	p
2004	36	0,805	0
2005	23	0,902	0,27
2006	17	0,757	0,001
2015	20	0,771	0

Al realizar la Prueba de Kruskal-Wallis para n variables independientes, observamos que el resultado global no muestra que existan diferencias significativas en el tamaño medio a lo largo de los años ($N=96$; $\chi^2=2.317$; $p=0,509$). Hay 12 años de estabilidad en el tamaño medio de esta especie.

Tamaño medio del galápago leproso

El tamaño medio global del galápago leproso es de 15,99 cm y al igual que con el galápago

europeo se mantiene estable durante los cuatro años de estudio. En el año 2005 el tamaño medio alcanzó los 16,79 cm y el valor mínimo fue de 15,61 cm en el año 2004 (Figura 28).

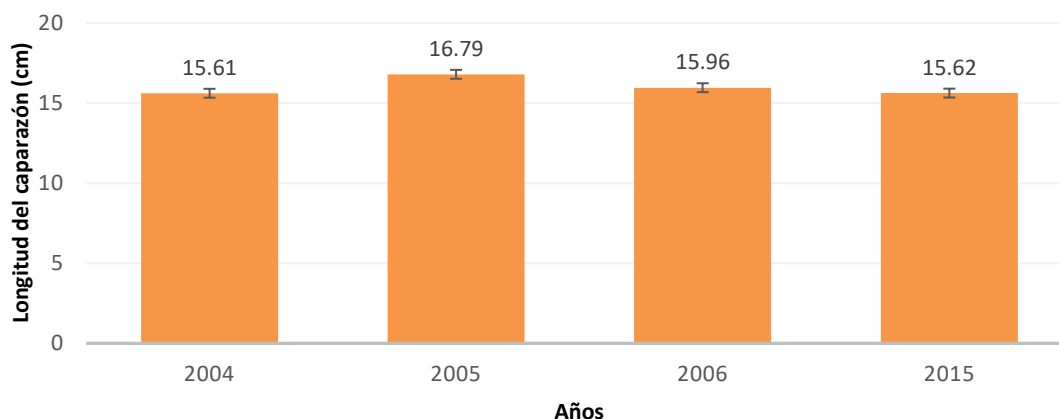


Figura 28. Tamaño medio del galápago leproso por año en la RNS. N=148.

Los resultados de las pruebas de normalidad de Shapiro-Wilk indican que las variables no se ajustan a una distribución normal (Tabla 9).

Tabla 9. Resultados del test de normalidad para la variable tamaño medio del galápago leproso.

Año	N	Z	p
2004	35	0,915	0,01
2005	32	0,93	0,039
2006	33	0,954	0,175
2015	48	0,918	0,003

Al realizar la Prueba de Kruskal-Wallis para n variables independientes, observamos que el resultado global no muestra que existan diferencias significativas en el tamaño medio a lo largo de los años (N=148; $\chi^2=1.312$; $p=0.726$). El tamaño medio del leproso también se mantiene estable durante 12 años.

En nuestro estudio el ejemplar de mayor tamaño alcanzó 24,3 cm y fue una hembra de galápago de Florida. El macho de mayor tamaño alcanzó 22 cm, también de Florida. Los únicos seis ejemplares que superaron los 23 cm de longitud de todas las capturas totales del estudio fueron hembras de Florida.

En los galápagos autóctonos se da la misma situación. Los ejemplares de mayor tamaño alcanzaron 22,9 cm (leproso) y 21,3 cm (europeo), ambas hembras. Los 36 ejemplares de mayor tamaño de galápagos leproso fueron todas hembras.

3.3.5. Sex-ratio

No se tuvieron en cuenta aquellos individuos clasificados como juveniles de acuerdo a las tres categorías de edad propuestas anteriormente en este trabajo, ya que no es fácil asignar el sexo a ejemplares tan pequeños.

La sex ratio global (2004-2015) por especie es de 1,03 para el galápagos leproso, 1,67 para el europeo y 0,14 para el de Florida. Vemos que en el leproso está equilibrado mientras que en el de Florida está sesgado hacia las hembras y en el europeo hacia los machos.

En las Figuras 29, 30, 31 y 32 observamos que la relación de sexos en las especies autóctonas es proporcionada todos los años. Sin embargo, en el galápagos europeo parece haber una tendencia sesgada a favor de los machos con el tiempo. En 2015 el porcentaje de machos es del 70 %. En el caso del galápagos de Florida vemos un sesgo claro a favor de las hembras. Es destacable que en el año 2004 no se capturó ningún macho.

La prueba de χ^2 nos indica, que en 2015 la proporción de sexos del galápagos de Florida está significativamente sesgada a favor de las hembras ($N= 24$; $\chi^2= 16,667$, $p < 0,001$; Figura 32) mientras que en el leproso y el europeo no lo está ($N= 44$; $\chi^2= 0,091$, $p= 0,763$; $N= 18$; $\chi^2= 3,556$, $p= 0,059$; Figura 32). En el caso del galápagos europeo, en 2015 se roza la significación a favor de los machos—por lo que un número de muestra mayor podría haber dado lugar a un resultado significativo.

En el año 2005 no se encontraron diferencias significativas en la proporción de sexos de galápagos europeo ($N= 22$; $\chi^2= 1,636$, $p = 0,201$; Figura 30). Respecto al galápagos de Florida en el año 2006 la desviación hacia las hembras tampoco es significativa ($N= 10$; $\chi^2= 1.600$, $p = 0.206$; Figura 31) aunque la N es demasiado pequeña para dar la prueba por válida ya que en ese año la mayor parte de los ejemplares capturados fueron juveniles.

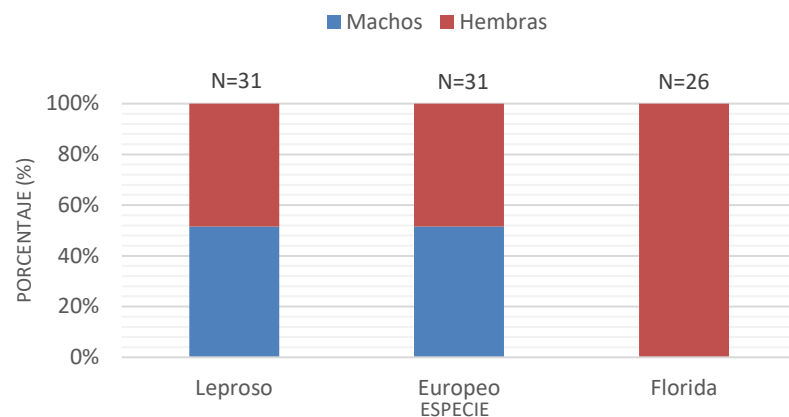


Figura 29. Sex-ratio del galápago leproso, europeo y de Florida en la RNS (2004).

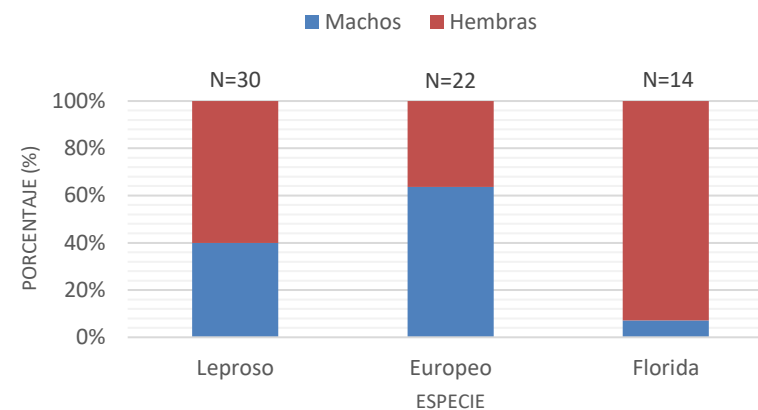


Figura 30. Sex-ratio del galápago leproso, europeo y de Florida en la RNS (2005).

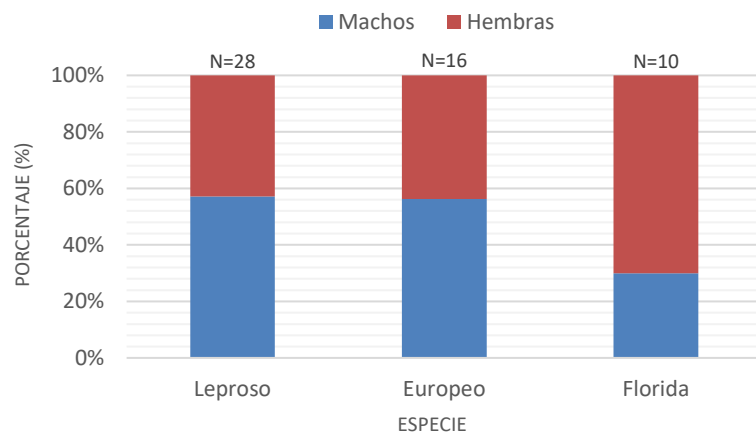


Figura 31. Sex-ratio del galápago leproso, europeo y de Florida en la RNS (2006).

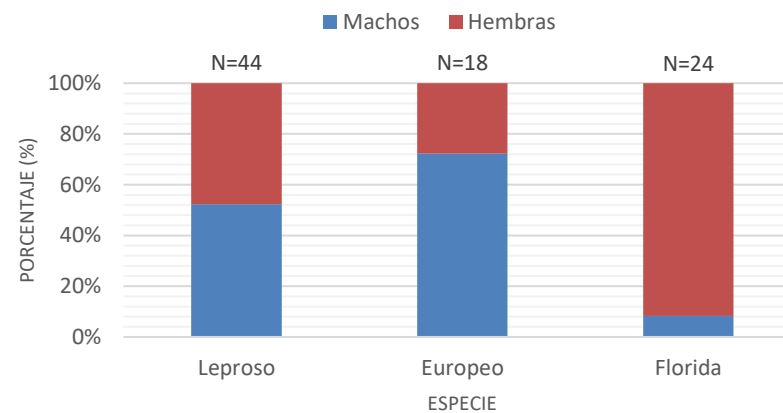


Figura 32. Sex-ratio del galápago leproso, europeo y de Florida en la RNS (2015).

3.3.6. Comparación entre dos tipos de trampas

Entre 2004 y 2006 se utilizaron únicamente nasas grandes (1 m de longitud). A partir del 29 de junio de 2015 se instaló una nasa pequeña al lado de cada nasa grande colocadas desde abril. Ambos tipos de trampas estuvieron activas hasta el 7 de agosto.

Mediante los ejemplares totales capturados en este periodo se puede observar la efectividad de cada trampa sin tener en cuenta la especie o el tamaño. Ya que en este caso solo estamos valorando la efectividad de las trampas, se incluyeron en los cálculos las recapturas de un mismo ejemplar.

Se han capturado un total de 46 ejemplares en la nasa pequeña y 31 en la nasa grande.

A pesar de que se capturaron más animales con la nasa pequeña, se trató de comprobar si existía una diferencia real en la eficacia de las trampas.

Los resultados de la Prueba de rangos con signo de Wilcoxon muestran que no hay una diferencia significativa en la efectividad de captura de los dos tipos de trampas ($N=50$; $Z=-1,751$; $p=0,08$).

La Figura 33 muestra el número de capturas por tipo de trampa y por especie. A simple vista parece que todas las especies, pero sobre todo los dos galápagos autóctonos, sean capturados más veces en las nasas pequeñas.

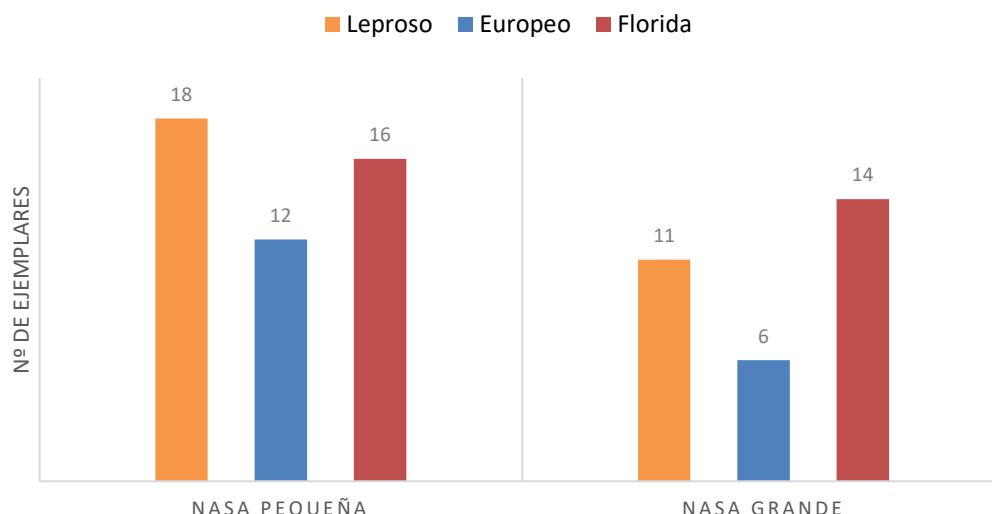


Figura 33. Número de capturas de los galápagos en la RNS según especie y tipo de nasa. $N=77$, 2015.

Si llevamos a cabo la prueba de los rangos con signo de Wilcoxon para cada especie por separado, el resultado es el mismo; no hay diferencias significativas en la efectividad de

captura por especie, según el tipo de trampa (Tabla 10).

Tabla 10. Resultados de la prueba de los rangos con signo de Wilcoxon según la captura por especie en la RNS.

	N	Z	p
Galápago de Florida	16	-0,454	0,650
Galápago europeo	15	-1,269	0,204
Galápago leproso	19	-1,301	0,193

Tamaño medio

Para estudiar el tamaño medio de los ejemplares en relación con el tipo de nasa y comprobar si es un factor determinante en la captura, se agruparon los datos de las capturas de menor a mayor tamaño y por tipo de nasa, sin considerar la especie (Ver Anexo VII: Capturas según el tamaño y según el tipo de nasa). Tras calcular el tamaño medio de las capturas en cada trampa se comprobó si existían diferencias significativas.

Los resultados del Test de Normalidad de Shapiro Wilk ($N < 50$) muestran que la variable 1 (tamaño de los ejemplares capturados en la nasa pequeña) presenta una distribución normal, mientras que la variable 2 (tamaño de los ejemplares capturados en la nasa grande) presenta una distribución que no se ajusta a la normal (Tabla 11). Por tanto, se aplica una prueba no paramétrica.

Tabla 11. Resultados del test de normalidad para las variables tamaño medio de los galápagos en la nasa grande y en la nasa pequeña en la RNS (2015).

	N	Z	p
Nasa pequeña	38	0,958	0,162
Nasa grande	26	0,842	0,01

Los resultados de la prueba no paramétrica de U de Mann-Whitney nos muestran que existen diferencias significativas y que las nasas grandes capturan individuos de mayor tamaño (U de Mann-Whitney= 242,500; N= 64; Z= -3,438; p= 0,001) (Figura 34).

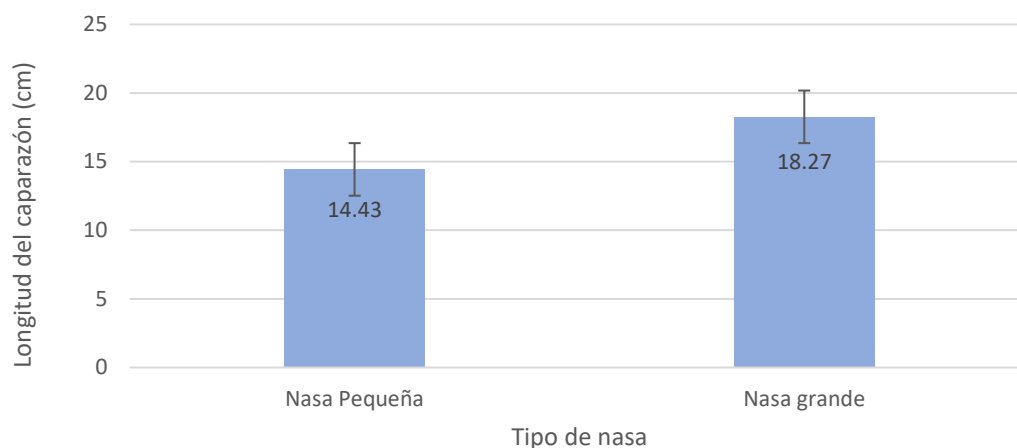


Figura 34. Tamaño medio (cm) de los galápagos capturados según el tipo de nasa en la RNS (2015).

En las 35 y Figura 36 podemos ver los ejemplares capturados clasificados según unas clases de tamaño propuestas para una mejor visualización.

Vemos que en la nasa pequeña se capturaron ejemplares de todas las clases predominando los ejemplares con un tamaño entre 13 y 16,9 cm. Como se aprecia en la Tabla 12 (Ver Anexo VII: Capturas según el tamaño y según el tipo de nasa), la menor abertura de la nasa pequeña no impidió que entrasen los ejemplares de mayor tamaño, superior a 22 cm. Sin embargo, fue menor el número de ejemplares de más de 17 cm que se capturaron respecto a la nasa grande. En la nasa grande no se capturaron ejemplares de menos de 10 cm y en cambio los galápagos de un tamaño mayor a 17 cm fueron la clase predominante.

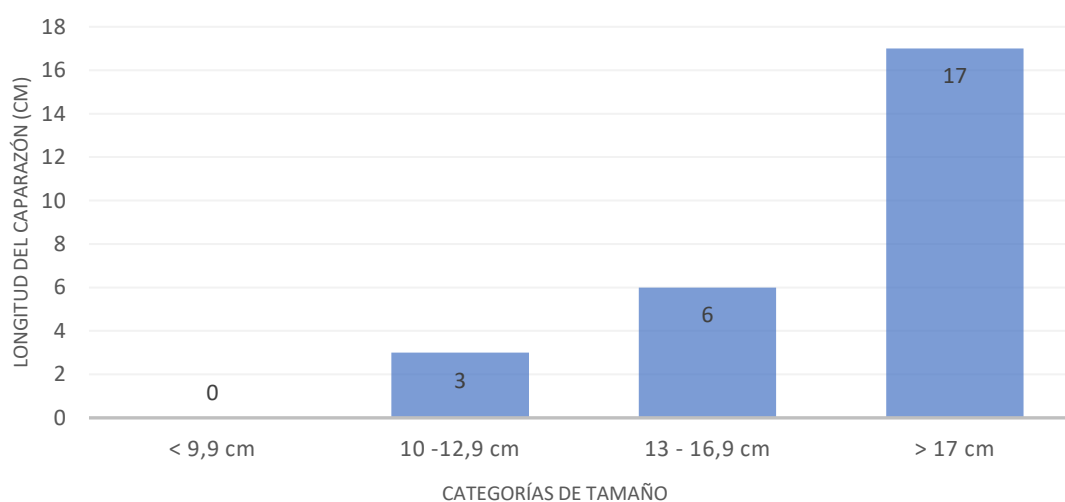


Figura 35. Galápagos capturados en la RNS según clase de tamaño en la nasa grande. N=26, 2015.

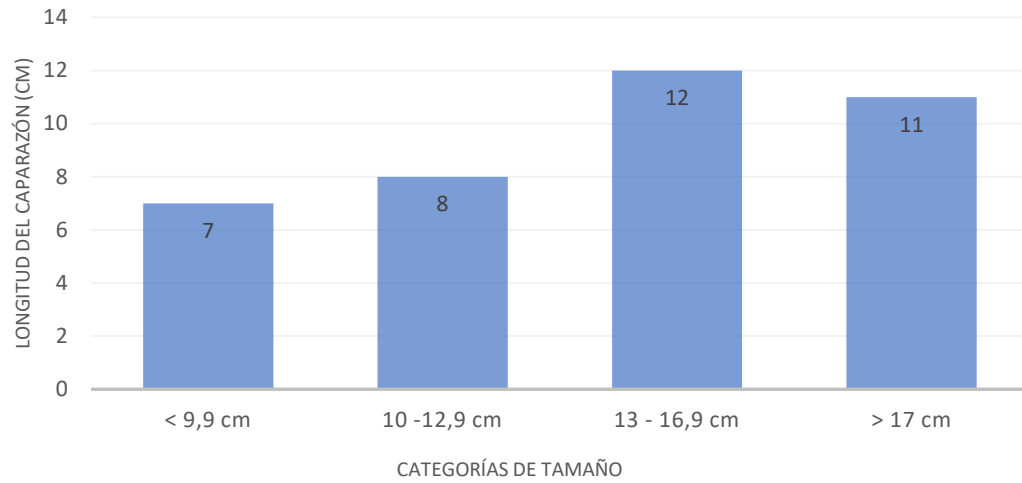


Figura 36. Galápagos capturados en la RNS según clase de tamaño en la nasa pequeña. N=38, 2015.

4. Discusión

En Aragón ha habido un importante incremento del galápago de Florida entre 1998-2015, contrariamente a lo reflejado por Martínez-Silvestre *et al.*, (2011) que recopiló citas hasta el año 2010. La distribución aportada por este autor en la Península Ibérica aumentó un 78% en tan solo 8 años respecto a la de Pleguezuelos (2002), sin embargo, este incremento no se veía reflejado en Aragón, hasta la realización de este Trabajo Fin de Grado (TFG). Hasta el año 2015 se han establecido nuevas poblaciones a lo largo de todo el territorio y ha habido una expansión de las existentes. El río Ebro y las desembocaduras de sus afluentes se constituyen como una gran metapoblación que cruza Aragón de oeste a este.

Este incremento debe explicarse no sólo por la expansión de la EEI sino también por un mayor esfuerzo de prospección por parte de personal del Gobierno de Aragón a partir de 2010. Sobresale el papel de Zaragoza como probable núcleo de suelta de ejemplares que se materializa en un aumento de la presencia en sus alrededores (Casabón *et al.*, 2017), además de ser zonas deprimidas o de baja altitud (van Dijk *et al.*, 2011).

En el eje del río Ebro existen poblaciones de galápagos autóctonos que conviven con el exótico. Existen casos de poblaciones asentadas de galápago de Florida, otras intermedias y otras incipientes. En algunos casos los galápagos de Florida han aumentado y los autóctonos han disminuido. De acuerdo a otros estudios (Franch i Quintana, 2007; Pérez-Santigosa *et al.*, 2006), esta especie tiene un gran potencial invasor y es capaz de desplazar a los galápagos autóctonos. Además, se ha comprobado experimentalmente que el factor que influye en la distribución del galápago leproso es la presencia del de Florida antes que condiciones desfavorables del hábitat, en este caso, la salinidad (Franch i Quintana *et al.*, 2007).

Los tamaños poblacionales de los autóctonos son de pequeña entidad, tanto en poblaciones aisladas (Estaña), como continuas (Ebro), lo que evidencia su vulnerabilidad (Guerrero y Jarne, 2014).

El galápago leproso en números de capturas totales, es más numeroso que el europeo en la RNS, lo cual responde a la tendencia general de distribución que se da en la Península Ibérica. Mientras que el leproso es común y abundante, el europeo se suele encontrar en pequeñas poblaciones aisladas (Da Silva, 2002; Keller y Andreu, 2002; Ayres, 2015).

Los resultados en la distribución de capturas podrían indicar una mayor sensibilidad del galápago europeo a los efectos negativos de la competencia con el galápago de Florida. De la

misma manera podrían evidenciar la capacidad del galápago leproso para competir y seguir en su hábitat como se ha comprobado en otras zonas de la Península Ibérica (Martínez-Silvestre *et al.*, 2012). Esta posible superioridad competitiva del galápago de Florida sobre el europeo se ha demostrado experimentalmente en Francia. Cadi y Joly (2003, 2004) observaron que la especie exótica ocupaba los mejores lugares de asoleamiento obligando al europeo a cambiar su actividad y realizarla en lugares con peores condiciones, reduciendo además su tasa de supervivencia. Pérez-Santigosa *et al.* (2006) expone que la vulnerabilidad del galápago europeo frente al galápago de Florida podría ser el factor que explique la escasez del primero en dos lagunas de Huelva.

De esta manera se justificaría la reducción temporal de las capturas del galápago europeo en la RNS, frente al leproso. Otro factor que justifica esta teoría es que, al desglosar las capturas según el galacho, el galápago europeo se encuentra predominantemente en La Alfranca donde la presencia del galápago de Florida ha sido, históricamente, anecdótica.

En líneas generales, la estima poblacional de los galápagos autóctonos en simpatria con el de Florida evidencian también la disminución del galápago europeo y el incremento del galápago leproso respecto a los resultados del informe de Martínez-Rica *et al.*, (2008). Debe considerarse la limitación que supone el uso del método de Lincoln-Petersen para la estima poblacional cuando, la capturabilidad por sexos, la existencia de una metapoblación y la entrada y salida de ejemplares, suponen una vulneración del mismo. Es común encontrar las dos especies autóctonas conviviendo juntas, como por ejemplo en Doñana, donde Keller (1997a) comprobó que no se podía confirmar que existiera alguna forma de interacción negativa entre ellas. El estudio de la evolución poblacional en este trabajo corrobora que el europeo ha sufrido regresión respecto al leproso en un entorno dónde los dos coinciden con el galápago de Florida.

A pesar de los esfuerzos de captura y eliminación de la especie invasora, su población no ha disminuido pues se siguen capturando ejemplares con el mismo porcentaje respecto a los autóctonos. Además, se han capturado ejemplares suficientemente pequeños como para que no puedan provenir de la comercialización, constatándose la reproducción en libertad.

En el Galacho de La Cartuja, posiblemente debido a los esfuerzos de extracción del galápago de Florida, ha habido una recuperación del galápago leproso, pero no del europeo. Estos resultados parecen estar en consonancia con los obtenidos en otras zonas menos estudiadas de Aragón donde conviven la especie invasora y las autóctonas. Así, muy cerca de La Alfranca y La Cartuja, concretamente en Juslibol, donde existe una población de galápago de Florida más

abundante, no se observa galápago europeo desde el año 2002, y la población de galápago leproso prácticamente desapareció entre 2002 y 2012 (Guerrero-Campo *et al.* 2018). Por el contrario, las poblaciones de galápagos autóctonos son abundantes y no se han observado tendencias regresivas en áreas como Alcañiz y Estaña, donde el galápago de Florida es una especie incipiente.

Aparte de la influencia de la especie exótica, podrían existir otros factores que pudieran estar afectando negativamente al galápago europeo, como la eutrofización de las aguas, la depredación de huevos o crías por parte de peces invasores (Valdeón, 2007), el menor esfuerzo de reproducción intrínseco (Keller, 1997a), la pérdida de peso y alta mortalidad (Cadi y Joly, 2003), la transmisión de patógenos (Hidalgo-Vila *et al.*, 2009; Iglesias *et al.*, 2015) o los períodos de hibernación, que son más extensos en los galápagos nativos, lo cual produce que estén todavía inactivos mientras los galápagos exóticos ya han empezado su actividad vital (Pérez-Santigosa *et al.*, 2013). Asimismo, el galápago leproso cuenta con un mayor rango trófico disponible en su dieta lo cual es una ventaja sobre el europeo frente a la competencia con el galápago de Florida (Keller y Busack, 2001).

Aunque no existe una tendencia clara en la estructura poblacional de las tres especies de estudio en el tiempo, hay datos significativos con los que sacar alguna conclusión. En 2004 existía un predominio total de hembras viejas de galápago de Florida como ocurre en otras poblaciones en Francia (Cadi *et al.*, 2004) o en el Delta del Llobregat (Franch i Quintana *et al.*, 2007) dónde el sex ratio también es favorable a las hembras. Sin embargo, en los años 2005, 2006 y 2015 se capturaron juveniles y adultos.

El galápago de Florida y en concreto la subespecie *elegans* se importó masivamente a España desde 1991 a 1998 (Barquero, 2001) y la liberación en el medio natural puede considerarse frecuente desde 1993 (Díaz-Paniagua *et al.*, 2005) hasta la actualidad. Parece lógico pensar que las hembras viejas provinieran de la puesta en libertad de ejemplares tenidos como mascotas y que quizás con la introducción de algún macho se diera la reproducción en condiciones naturales, que se ha constatado desde finales de los 90 en distintas localidades (Martínez-Silvestre *et al.*, 1997; De Roa y Roig, 1998; Galán, 1999; Filella *et al.*, 1999; Bertolero y Canicio, 2000; Capalleras y Carretero, 2000; Mas y Perelló, 2001; Alarcos *et al.*, 2010; Valdeón *et al.*, 2010). La estructura poblacional indica que existe reproducción y liberación de ejemplares de gran tamaño en el medio. Este segundo aspecto indica que la sensibilización es un factor esencial para luchar contra la especie invasora (Casabón *et al.*, 2017).

El galápago leproso presenta una distribución de tamaños sesgada hacia las tallas superiores

(adultos y viejos) que coincide con las poblaciones de Doñana (Keller, 1997a). El galápago europeo se caracteriza por una distribución de tamaños predominante en las tallas medias, es decir, en la clase adultos. Keller (1997a) argumenta que alrededor de este tamaño alcanzan la madurez sexual y la tasa de crecimiento se reduce lo que podría explicar la acumulación de ejemplares en este intervalo de tamaño. Por el contrario, el crecimiento indefinido del galápago leproso explicaría la acumulación de individuos en la clase de tamaño viejos.

El porcentaje de juveniles no es elevado en los galápagos autóctonos, pero podría estar infravalorado porque las crías y los juveniles, por su pequeño tamaño, podrían ser capaces de escapar con mayor facilidad de las nasas (Pérez-Santigosa, 2006). Valdeón (2007), apunta que la depredación de neonatos y juveniles de galápago europeo por parte de garzas y de peces depredadores introducidos para la pesca deportiva, como la anguila europea *Anguilla anguilla* y, posiblemente el siluro europeo *Silurus glanis*, ha podido contribuir a la escasez de las primeras clases de edad.

Según Keller (1997a), los juveniles tienden a ocupar las partes más someras y con vegetación de los cuerpos de agua, por lo que según a la profundidad a la que se coloque la boca de la nasa, podría situarse fuera de la zona de actividad de los individuos más pequeños y ser, por tanto, determinante en la captura. Sin embargo, en nuestro estudio las trampas fueron colocadas precisamente cerca de la orilla en zonas con vegetación y la nasa está aproximadamente sumergida hasta la mitad para que los individuos no se ahoguen.

De cualquier modo, las poblaciones de quelonios se caracterizan por una moderada aportación de juveniles, siendo principalmente mantenida la estabilidad de la población por la alta supervivencia y longevidad de los adultos (Wilbur y Morin, 1988; Congdon y Gibbons, 1983; Frazer *et al.*, 1990).

De las tres especies, el galápago de Florida es el que alcanza un mayor tamaño medio y este varía anualmente reflejando cambios en la población. Quizás esto sea resultado simplemente de la eliminación de los ejemplares viejos y de la continuidad en la reproducción de esta especie, así como de la continua llegada de ejemplares, por un lado, a través del río Ebro que actúa de corredor hacia hábitats más propicios como los Galachos, en donde también se dan sueltas *in situ* en el medio natural.

Respecto a las especies autóctonas, el tamaño medio apenas varía en el tiempo compartiendo rasgos biométricos con otras poblaciones ibéricas (Valdeón, 2007; Franch i Quintana *et al.*, 2007).

Como en otros estudios (Gibbons y Lovich, 1990; Pérez-Santigosa *et al.*, 2006; Scalera, 2006

Valdeón, 2007; Franch i Quintana *et al.*, 2007; Martínez-Silvestre *et al.*, 2011; Keller, 1997a) las hembras alcanzan mayor tamaño en las tres especies, aunque el dimorfismo sexual es más acentuado en el galápagos de Florida y el leproso que en el europeo.

De acuerdo a los resultados, la distribución de sexos de las especies autóctonas está equilibrada. Sin embargo, dado que el tamaño muestral ha sido escaso, el galápagos europeo podría tener más machos que hembras, tal y como ocurre en otras poblaciones (Keller, 1997a), lo que podría ser un problema adicional para la conservación de la especie. La sex ratio global también corrobora el sesgo a favor de los machos en esta especie.

El galápagos de Florida tiene un sex ratio desviado hacia las hembras, probablemente debido a una comercialización sesgada, consecuencia de unas determinadas condiciones de incubación en los centros de cría que favorecen la producción de hembras (Franch i Quintana *et al.*, 2007). Según Bull *et al.*, (1982) la determinación del sexo está condicionada por la temperatura de incubación. Esto ocurre en otras poblaciones en libertad (Cadi *et al.*, 2004; Franch i Quintana *et al.*, 2007; Pérez-Santigosa *et al.*, 2006). El incremento de las temperaturas debido al cambio climático (Hansen *et al.*, 2006; New *et al.*, 2011) podría agravar el sesgo en la relación de sexos al producirse más hembras en la reproducción en el medio natural.

En Franch i Quintana (2007) se expone la mayor capacidad reproductora de esta especie frente a las autóctonas en el Delta de Llobregat. Además de ocupar los mejores hábitats, pueden realizar hasta tres puestas al año que tienen un gran éxito, la duración del período reproductor es el doble que la del galápagos leproso y tienen facilidad para establecer poblaciones reproductoras (Pérez-Santigosa *et al.*, 2006). Todo esto confirma una vez más la elevada capacidad invasora de la especie exótica.

Existen diversos estudios en los que se compara la efectividad de distintos tipos de trampa en relación a factores como la colocación, el sexo o el tamaño de los ejemplares. Mientras que unos sostienen que las trampas de soleamiento son más efectivas que las nasas, particularmente capturando juveniles (McKenna, 2001; Browne y Hecnar, 2005; Gamble, 2006; Valdeón *et al.*, 2010), otros han comprobado que las nasas son el arte con más capturas, pero su efectividad depende de la masa de agua donde se coloquen (Herrero, 2014). No se han encontrado estudios comparando la efectividad de las nasas cebadas en relación a su tamaño.

En este estudio, los galápagos de menor tamaño se escapan con facilidad de las trampas grandes, lo cual evidencia la necesidad de una tela de cierre más pequeña. Esto concuerda con los resultados obtenidos en otros estudios (McKenna, 2001; Browne y Hecnar, 2005; Gamble, 2006) en los cuales parece haber un acuerdo en que la ineficiencia de las nasas en la captura

de juveniles se deba, no tanto a que estos no se sientan atraídos, sino más bien a que puedan escaparse más fácilmente que en las de asoleamiento.

Aunque llegaron a entrar ejemplares muy grandes en la nasa pequeña (el ejemplar de mayor tamaño -22,8 cm- se capturó en la trampa pequeña), se capturaron menos ejemplares mayores de 17 cm que en la nasa grande. Por lo tanto, aunque físicamente puedan entrar, evitan hacerlo, seguramente al ver una boca de entrada más pequeña. Además, los resultados fueron significativos para el tamaño medio y por tanto se puede afirmar que las nasas grandes capturan en general individuos más grandes.

No podemos explicar con exactitud las diferencias en el número de ejemplares capturados si atendemos a la especie. Los resultados muestran que todas las especies han sido capturadas más veces en la trampa pequeña pero las especies autóctonas en mayor proporción, si bien estos resultados no son significativos. Quizás sea más difícil que el galápago de Florida se introduzca en la nasa pequeña debido a su mayor tamaño medio.

El tipo de trampeo y su efectividad son un factor determinante en estudios de estimación de poblaciones. Diferentes técnicas y trampas hacen que la comparación de resultados entre estudios sea difícil debido a que se producen errores inferidos como la subestimación o no representación de animales debido al tamaño, edad o género (Gamble, 2006). Según estos resultados, sería obligado rediseñar la trampa grande para que no se escapen los ejemplares de menor tamaño y así evitar los errores de estimación y estructura poblacional inferidos.

5. Conclusiones

1. La distribución del galápago de Florida en Aragón se ha incrementado de manera notable en los últimos años (2010-2015) y evidencia, una vez más, la capacidad colonizadora de esta especie. Está presente en al menos 34 cuadrículas UTM 10 x 10 km (5,8 % de ocupación).
2. La especie invasora sigue presente en la RNS en una proporción similar, a pesar del esfuerzo de extracción realizado entre 2004 y 2015, con 206 ejemplares capturados. En 2015 se siguieron capturando hembras y juveniles muy pequeños por lo que queda demostrada su reproducción en libertad, teniendo además un fuerte sesgo a favor de las hembras.
3. El número de ejemplares de galápago leproso aumentó entre 2004 y 2015, lo que podría interpretarse como consecuencia del esfuerzo de eliminación del galápago de Florida en el galacho de La Cartuja.
4. Por el contrario, el galápago europeo parece tender a disminuir en este periodo, al menos en proporción con los otros galápagos. El equilibrio de sexos está ligeramente sesgado a favor de los machos, lo cual es preocupante de cara a la recuperación de la especie.
5. Esta tendencia regresiva del galápago europeo podría explicarse por la competencia ejercida por el galápago exótico, tal como se ha observado en otros estudios, si bien otros factores podrían estar influyendo.
6. A pesar de que la nasa pequeña parece ser más efectiva, más manejable y menos visible, los ejemplares más grandes, aunque físicamente pueden, no tienden a entrar. Por otro lado, los ejemplares más pequeños se pueden escapar de la nasa grande. En caso de seguir utilizando esta última habría que rediseñarla con una tela de cierre más pequeña para evitar errores de subestimación o no representación de una parte de la población.
7. La dimensión humana del problema, es decir, la suelta de ejemplares de galápago de Florida por falta de concienciación, supone un problema fundamental que mitiga los esfuerzos de eliminación en el medio natural.

6. Recomendaciones

1. Extender el seguimiento de los tres galápagos al resto de territorios donde conviven.
2. Es preciso un mayor esfuerzo de gestión, trampeo y eliminación del galápago de Florida de todos los núcleos en los que está presente, acompañado de una mejora en las técnicas de extracción.
3. Es necesario estudiar más a fondo otros factores que pudieran afectar al galápago europeo, como el proceso de eutrofización de las aguas de la RNS o la influencia de los peces exóticos introducidos en la depredación de huevos y neonatos.
4. En referencia a la posible desviación en el sex ratio a favor de los machos de galápago europeo, sería necesario estudiar la causa en profundidad en futuros trabajos, puesto que un sesgo muy pronunciado sería preocupante en relación a la reproducción y por tanto a la conservación de la especie.
5. Sigue siendo imprescindible una labor de educación ambiental para evitar la suelta de ejemplares de galápago de Florida en el medio natural; llevar a cabo campañas de sensibilización anuales en los centros escolares, organizaciones de pescadores y otros usuarios fluviales, con el fin de que alerten de la presencia de galápagos exóticos y sus consecuencias y se prevenga la liberación.

7. Agradecimiento

A todos los APN que trabajan en la RNS por su colaboración y ayuda, en especial, a Francisco Sebastián.

A Ester Ginés por su ayuda con el Sistema de Información Geológica ArcGIS.

A Pedro Lambán y Javier Garatachea, por su colaboración en el segundo muestreo.

A Guillermo Romero por su ayuda en la maquetación de este trabajo.

A mis directores Joaquín Guerrero y Juan Herrero por su apoyo, paciencia y dedicación.

8. Bibliografía

- Aceituno, J. (2001). La Población del Galápagos de Florida (*Trachemys scripta elegans*) en la Desembocadura del Río Cofio - Embalse de San Juan (Madrid). Informe inédito de la Asociación Herpetológica Española, Madrid.
- Alarcos-Izquierdo, G., Flechoso del Cueto, F., Rodríguez-Pereira, A., Lizana, M. (2010). Distribution records of non-native terrapins in Castilla and León region (Central Spain). *Aquatic Invasions*, 5: 303-308.
- Andreu, A.C., Hidalgo-Vila, J., Pérez-Santiagosa, N., Tarragó, A., Díaz-Paniagua, C., Marco, A. (2003). Invasores e invadidos: diferencias en tasas de crecimiento y estrategias reproductivas. *Contribuciones al conocimiento de las especies exóticas invasoras. Grupo Especies Invasoras, G.E.I. Serie Técnica*, 1: 139-141.
- Arvy, C., Servan, J. (1996). Imminent competition between *Trachemys scripta* and *Emys orbicularis* in France. *Internat. Sympos. on Biology, Conservation, Ecology and Systematics of Emys orbicularis*. Dresden: 33-40.
- Ávila-Calzada, C., Martínez, A., (2002). Catálogo florístico y mapa de vegetación de la Reserva Natural de los galachos de La Alfranca de Pastriz, La Cartuja y El Burgo de Ebro. Gobierno de Aragón.
- Ayres, C. (2015). Galápagos europeo - *Emys orbicularis*. En: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Salvador, A., Marco, A. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>
- Badii, M. H., Guillén, A., Landeros, J., Cerna, E., Ochoa, Y., Valenzuela, J. (2012). Muestreo por Métodos de Captura-Recaptura. *International Journal of Good Conscience*, 7(1): 97-131.
- Barquero, J.A. (2001). El control del comercio y las especies potencialmente invasoras: Situación actual de la tortuga de Florida (*Trachemys scripta elegans*) en España. Universidad Internacional de Andalucía. Sede Antonio Machado.
- Bataller, J.V., Sancho, V., Gil, J.M., Lacombe, I. (2008). La Comunidad Valenciana lucha contra el galápagos de Florida. *Quercus*, 274: 28-34.
- Bertolero, A., Canicio, A. (2000). Nueva cita de nidificación en libertad de *Trachemys scripta elegans* en Cataluña. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 11: 84
- Browne, C.L., Hecnar, S.J. (2005). Capture success of northern map turtles (*Graptemys*

geographica) and other turtle species in basking vs. baited hoop traps. *Herpetol. Rev.* 36: 145-147.

Buenetxea, X., Paz Leiza, L., Larrinaga, A.R. (2008). Caracterización de las poblaciones de galápagos autóctonos y control de las poblaciones de galápagos exóticos del parque de Salburua. BOLUE, estudios ambientales, ingurumen ilerketak. Informe interno del Centro de Estudios Ambientales de Vitoria-Gasteiz (Araba).

Bull, J.J., Vogt, R.C., McCoy, C. J. (1982). Sex determining temperatures in turtles: A geographic comparison. *Journal Experimental Zoology*, 256: 339-341.

Cadi, A., Joly, P. (2003). Competition for basking places between the endangered European pond turtle (*Emys orbicularis galloitalica*) and the introduced red-eared turtle (*Trachemys scripta elegans*). *Canadian Journal of Zoology*, 81: 1392-1398.

Cadi, A., Joly, P. (2004). Impact of the introduction of the red-eared slider *Trachemys scripta elegans* on survival rates of the European pond turtle *Emys orbicularis*. *Biodiversity and Conservation*, 13(13): 2511-2518.

Capalleras, X., Carretero, M.A. (2000). Evidencia de reproducción con éxito en libertad de *Trachemys scripta* en la Península Ibérica. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 11: 34-36.

Capdevila Argüelles, L., Iglesias García, A., Orueta, J., F. Orueta, J.F. (2006). Especies exóticas invasoras: diagnóstico y bases para la prevención y el manejo. Ed. Ministerio de Medio Ambiente: Naturaleza y Parques Nacionales. Madrid: 287.
http://www.mma.es/secciones/el_ministerio/organismos/oapn/oapn_editorial_libro_04.htm

Casabón, A., Duró, A., Fibla, N., Higuera, M. (2017). Campaña sobre las especies invasoras. *Trachemys scripta elegans* como ejemplo. Trabajo de la asignatura Educación Ambiental. Escuela Politécnica Superior. Universidad de Zaragoza.

Castro-Díez, P., Valladares, F., Alonso, A. (2004). La creciente amenaza de las invasiones biológicas. *Ecosistemas*, 13 (3): 61-68.

Chen, T.H., Lue, D.J. (1998). Ecological notes on feral populations of *Trachemys scripta elegans* in Northern Taiwan. *Chelonian Conservation and Biology*, 3(1): 87-90.

Comisión Europea (CE) (2011). Estrategia de la UE sobre la biodiversidad hasta 2020: nuestro seguro de vida y capital natural.

Congdon, J.D., Gibbons, J.W. (1983): Relationships of reproductive characteristics to body size in

Pseudemys scripta. Herpetologica, 39: 147-151.

Consejo de Europa (2004). Estrategia Europea sobre Especies Exóticas Invasoras

Convenio de Berna o Convenio relativo a la Conservación de la Vida Silvestre y del Medio Natural en Europa. Boletín Oficial del Estado núm. 235, de 1 de octubre de 1986. Instrumento de ratificación del Convenio relativo a la conservación de la vida silvestre y del medio natural en Europa, hecho en Berna el 19 de septiembre de 1979.

Convenio sobre la Diversidad Biológica (CBD) (1992). Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo (Río de Janeiro).

Convention on Biological Diversity (CBD) (2001). Assessment and management of alien species that threaten ecosystems, habitats and species. Abstracts of keynote addresses and posters presented at the sixth meeting of the Subsidiary Body on Scientific, Technical and Technological Advice, held in Montreal, Canada, from 12 to 16 March 2001. Montreal, SCBD: 123. (CBD Technical Paper no. 1).

Convention on Biological Diversity (CBD) (2009). Special focus on invasive alien species. Business. 2010, 4(1): 4-5.

Da Silva, E. (2002). *Mauremys leprosa*. En: Pleguezuelos, J. M., Márquez, R., Lizana, M. (Eds.) Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Asociación Herpetológica Española (2ª impresión). Madrid: 143-146.

De Roa, E., Roig, J.M. (1998). Puesta en hábitat natural de la tortuga de Florida (*Trachemys scripta elegans*) en España. Boletín de la Asociación Herpetológica Española, 9: 48-50.

Decreto 89/2007, de 8 de mayo, del Gobierno de Aragón, por el que se aprueba definitivamente el Plan de Ordenación de los Recursos Naturales de los Sotos y Galachos del río Ebro (Tramo Zaragoza-Escatrón). Boletín Oficial de Aragón, núm. 75, de 25 de junio de 2007, pp. 10174-10247.

Díaz-Paniagua, C., Andreu, A. C., Keller, C. (2015). Galápagos leproso – *Mauremys leprosa*. En: Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Salvador, A., Marco, A. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>

Díaz-Paniagua, C., Pérez-Santigosa, N., Hidalgo-Vila, J., Portheault, A. (2005). Manual de identificación de galápagos autóctonos y exóticos. Informe de la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía.

Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los

hàbitats naturals y de la fauna y flora silvestres. Diario Oficial de las Comunidades Europeas, núm, 206, de 22 de julio de 1992, pp. 7-50.

Durán, C., Viamonte, A., Bernat, Y., Díez-Antoñanzas, L., Jiménez, C., Anadón, A. (2007). Mejillón cebra en aguas de la cuenca del Ebro. *Ambienta*, 72: 44-50.

Ehrlich, M. (2008). Intento de depredación de la garza real (*Ardea cinerea*) sobre un galápagos exótico. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 19: 57-58.

Ernst, C.H., Lovich, J.E. (2009). *Turtles of the United States and Canada* (Second edition). Johns Hopkins University Press, Baltimore.

Filella, E., Rivera, X., Arribas, O., Melero, J.A. (1999). Estatus i dispersió de *Trachemys scripta elegans* a Catalunya (Nord-est de la Península Ibérica). *Butletí de la Societat Catalana d'Herpetologia*, 14: 30-36.

Franch i Quintana, M., Llorente Cabreara, G.A., Montori Faura, A. (2007). Primeros datos sobre la biología de *Trachemys scripta elegans* en sintopía con *Mauremys leprosa* en el Delta de Llobregat. En GEIB Grupo Especialista en Invasiones Biológicas (ed) (2007) *Invasiones biológicas: un factor del cambio global*. EEI 2006 actualización de conocimientos: 14-26. 2º Congreso nacional sobre Especies Exóticas Invasoras "EEI 2006".

Frazer, N.B., Gibbons, J.W., Greene, J.L. (1990). Life tables of a slider turtle population. En: Gibbons, J.W. (ed.), *Life History and Ecology of the Slider Turtle*. Smithsonian Institution Press, Washington D.C.: 183-200.

Galán, P. (1999). Conservación de la Herpetofauna Gallega. Situación actual de los anfibios y reptiles de Galicia. Monografía 72. Universidade da Coruña.

Gallina, S., López, C. (2011). *Manual de Técnicas para el estudio de la Fauna*. Volumen I. Universidad Autónoma de Querétaro. Instituto de Ecología, A. C.

Gamble, T. (2006). The Relative Efficiency of Basking and Hoop Traps for Painted Turtles (*Chrysemys picta*). *Herpetological Review* 37(3), 308-312.

García-París, M., Martín, C. (1987). Herpetofauna del área urbana de Madrid. *Revista Española de Herpetología*, 2: 131-144.

Gibbons, W.J., Lovich, J.E. (1990). Sexual dimorphism in turtles with emphasis on the slider turtle (*Trachemys scripta*). *Herpetological Monographs*, 4: 1-9.

Gobierno de Aragón (2016). Departamento de Desarrollo Rural y Sostenibilidad. Reserva Natural de los Galachos de La Alfranca de Pastriz, La cartuja y el Burgo de Ebro. Descripción

general. Recuperado de:
<http://www.aragon.es/estaticos/GobiernoAragon/Departamentos/MedioAmbiente/Documentos/%C3%81reas/RedNaturaArag%C3%B3n/EspacIntegrRedNaturArag/EspaciosNaturalesProtegidos/GALACHOS.PDF>

Gobierno de Aragón (2017). Memoria de Gestión de la Reserva Natural Dirigida Sotos y Galachos del Ebro. Año 2017. Servicio Provincial de Zaragoza. Unidad Conservación Medio Natural. Gobierno de Aragón.

Guerrero, J., Jarne, M. (2014). Las especies exóticas invasoras en Aragón. Departamento de Agricultura, Ganadería y Medio Ambiente. Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón. Gobierno de Aragón.

Guerrero Campo, J., Montull Cereceda C., Sebastián, F., Abad, C. (2018). Situación y gestión del galápagos de Florida y los galápagos autóctonos en el Valle Medio del Ebro y la Reserva Natural de los Galachos. En: GEIB Grupo Especialista en Invasiones Biológicas (ed) (2018) Invasiones Biológicas: avances 2017. Pp. 5-8. Actas del 5º Congreso Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras "EEI 2017". GEIB, Serie Técnica N: 118.

Hansen, J., Makiko, S., Ruedy, R., Lo, K., W. Lea, D., Medina-Elizade, M. (2006). Global temperature change. National Aeronautics and Space Administration Goddard Institute for Space Studies, Columbia University Earth Institute, and Sigma Space Partners, Inc., 2880 Broadway, New York, NY 10025; and Department of Earth Science, University of California, Santa Barbara, CA 93106. Vol. 103(39): 14288-14293 Recuperado de:
www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.0606291103

Herrero, S. (2014). Análisis de la efectividad de los métodos de captura de galápagos exóticos en los humedales de La Safor. Trabajo final de Máster. Universidad Politécnica de Valencia.

Hidalgo-Vila, J., Díaz-Paniagua, C., Ribas, A., Florencio, M., Pérez-Santigosa, N., Casanova, J.C. (2009). Helminth communities of the exotic introduced turtle, *Trachemys scripta elegans* in southwestern Spain: Transmission from native turtles. Research in Veterinary Science, 86: 463-465.

Holland, D.C. (1991). A synopsis of the ecology and current status of the western pond turtle (*Clemmys marmorata*) in 1991. Report to USDI Fish and Wildlife Service, National Ecology Research Center, San Simeon, California.

Iglesias, R., García-Estévez, J. M., Ayres, C., Acuña, A., Cordero-Rivera, A. (2015). First reported outbreak of severe spirorchidiiasis in *Emys orbicularis*, probably resulting from a parasite

spillover event. Diseases of Aquatic Organisms, 113(1): 75-80.
<https://doi.org/10.3354/dao02812>

International Congress of Chelonian Conservation (1995). Gonfaron (France), 6th to 10th of July 1995.

Keller, C. (1997a). Ecología de poblaciones de *Mauremys leprosa* y *Emys orbicularis* en el Parque Nacional de Doñana. Universidad de Sevilla. Facultad de Biología.

Keller, C. (1997b). Discriminant analysis for sex determination in juvenile *Mauremys leprosa*. *Journal of Herpetology*, 31(3): 456-459.

Keller, C., Andreu, A.C. (2002). *Emys orbicularis* (Linnaeus, 1758). Galápago europeo. En: Pleguezuelos J.M., Márquez, R., Lizana, M. (Eds.) Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Asociación Herpetológica Española (2ª impresión). Madrid.

Keller, C., Busack, S.D. (2001): *Mauremys leprosa* (Schweigger, 1812) – Maurische Bachschildkröte. In: Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas. Band 3/IIIA. Schildkröten (Testudines) I (Bataguri- dae, Testudinidae, Emydidae): 57-88. Fritz, U., Ed., Wiebelsheim, Germany, AULA-Verlag GmbH.

Keller, C., Díaz-Paniagua, C., Andreu, A., Bravo, M. A. (1995). Distribution pattern of freshwater turtles in the Donana National Park (SW Spain). International Congress of Chelonian Conservation. France - Gonfaron - Tortoise Village - 6th to 10th of July 1995. Proceedings: 192-195.

Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad. Boletín Oficial del Estado, núm. 299, de 14 de diciembre de 2007, pp. 51275-51327.

Ley 33/2015, de 21 de septiembre, por la que se modifica la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad. Boletín Oficial del Estado núm. 227, de 22 de septiembre de 2015. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Gobierno de España.

Ley orgánica 10/1995, de 23 de noviembre, del Código Penal. Boletín Oficial del Estado, núm. 281, de 24 de noviembre de 1995, pp. 33987-34058.

LIFE-Trachemys (2012). Memoria intermedia de actuaciones. Años 2011-2012. Informes LIFE-Trachemys nº 14. Conselleria d'Infraestructures, Territori i Medi Ambient: 26.

López F., Cabrera M., Cuadrat, J.M. (2007). Atlas climático de Aragón. Gobierno de Aragón.

Departamento de Medio Ambiente. 222 pp.

Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S., De Poorter, M. (2000). 100 of the World's Worst Invasive Alien Species A selection from the Global Invasive Species Database. Published by The Invasive Species Specialist Group (ISSG) a specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN): 12. First published as special lift-out in Aliens 12, December 2000. Updated and reprinted version: Noviembre 2004.

Marco, A., Hidalgo-Vila J., Pérez-Santigosa, N., Díaz-Paniagua, C., Andréu, A.C. (2003). Potencial invasor de galápagos exóticos comercializados e impacto sobre ecosistemas mediterráneos. I Congreso Nacional sobre especies exóticas invasoras. León: 76-78.

Martínez Rica, J.P., Marcos, I., Sebastián, F., Urbón, J., Guerrero, J. (2008). Estado y evolución de la población de galápagos en la Reserva Natural de los Galachos. Informe inédito del Gobierno de Aragón.

Martínez-Silvestre, A., Flecha, C., Massana, J. (2012). Observaciones de interacciones entre *Trachemys scripta elegans* y *Mauremys leprosa* en el pantano del Foix (Barcelona). Boletín de La Asociación Herpetológica Española, 23: 106–109. Recuperado de: http://www.amasquefa.com/uploads/Observaciones_de_interacciones_entre_Trachemys_scripta642.pdf

Martínez-Silvestre, A., Hidalgo-Vila, J., Pérez-Santigosa, N., Díaz-Paniagua, C. (2011). (Versión 2015 actualizada). Galápagos de Florida – *Trachemys scripta*. En: Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Salvador, A., Marco, A. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>

Martínez-Silvestre, A., Soler Massana, J., Amat, F. (2007). Análisis de la presencia de tortugas als Parcs del Montnegre i el Corredor, Serralada Litoral i Serralada de Marina. Jornades d'Estudiosos del Montnegre i el Corredor, V: 19-20.

Martínez-Silvestre, A., Soler Massana, J., Gorriz, A., Munne, P., De Roa, E. (2006). *Trachemys scripta elegans* and other invasive species of chelonians in Catalonia (North-eastern iberian peninsula). Chelonii, 4: 53-54.

Martínez-Silvestre, A., Soler Massana, J., Sáez, A., Lopez, F. (2010). Nuevos datos de la interferencia de *Trachemys scripta* en ecosistemas mediterráneos en Cataluña (España). XI Congreso Luso Español de Herpetología/XV Congreso Español de Herpetología, Sevilla: 78-79.

Martínez-Silvestre, A., Soler, J., Solé, R., González, X., Sampere, X. (1997). Nota sobre la reproducción en condiciones naturales de la tortuga de Florida (*Trachemys scripta elegans*) en

- Masquefa (Cataluña, España). Boletín Asociación Herpetológica Española, 7: 40-42.
- Martínez-Silvestre, A., Soler-Massana, J., Solé, R., Medina, D. (2001). Reproducción de quelonios alóctonos en Cataluña en condiciones naturales. Boletín de La Asociación Herpetológica Española, 12(1): 41–43.
- Mas, R., Perelló, B. (2001). Puesta de galápago de Florida en s'Albufera de Mallorca. Quercus, 187: 10.
- McKenna, K.C. (2001). *Chrysemys picta* (painted turtle). Trapping. Herpetol. Rev., 32: 184.
- Meyer, O. L., Du Preez, L., Bonneau, E., Héritier, L., Franch, M., Valdeón, A., Verneau, O. (2015). Parasite host-switching from the invasive american red-eared slider, *Trachemys scripta elegans*, to the native mediterranean pond turtle, *Mauremys leprosa*, in natural environments. Aquatic Invasions, 10(1): 79–91. Recuperado de: <https://doi.org/10.3391/ai.2015.10.1.08>
- New, M., Liverman, D., Schroder, H., Anderson, K. (2011). Four degrees and beyond: the potential for a global temperature increase of four degrees and its implications. Phil. Trans. R. Soc. A (2011). 369: 6-19. Recuperado de: <https://doi.org/10.1098/rsta.2010.0303>
- Outerbridge, M. (2008). Ecological Notes on Feral Populations of *Trachemys scripta elegans* in Bermuda. Chelonian Conservation and Biology, 7 (2): 256.
- Parmenter, R.R., Avery, H.W. (1990). The feeding ecology of the slider turtle. Life, History and Ecology of the Slider Turtles. En: Gibbons JW (Ed.). Smithsonian Institution Press, Washington, DC: 257-266.
- Patiño-Martínez, J., Marco, A. (2005). Potencial invasor de los galápagos exóticos en el País Vasco. Munibe, 56: 97–112.
- Pearson, S.H., Avery, H.W., Spotila, J.R. (2015). Juvenile invasive red-eared slider turtles negatively impact the growth of native turtles: Implications for global freshwater turtle populations. Biological Conservation, 186: 115–121. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.03.001>
- Pérez-Santigosa, N. (2007). Ecología del galápago exótico, *Trachemys scripta elegans*, en la Península Ibérica. Efectos sobre las poblaciones de *Mauremys leprosa* y *Emys orbicularis*. Tesis Doctoral. Universidad de Sevilla, Sevilla.
- Pérez-Santigosa, N., Diaz-Paniagua, C., Hidalgo-Villa, J. (2008). The reproductive ecology of exotic *Trachemys scripta elegans* in an invaded area of southern Europe. Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst. 18: 1302 – 1310. DOI: 10.1002/aqe.

Pérez-Santigosa, N., Díaz-Paniagua, C., Hidalgo-Vila, J., Marco, A., Andreu, A., Portheault, A. (2006). Características de dos poblaciones reproductoras del galápago de Florida, *Trachemys scripta elegans*, en el suroeste de España. *Revista Española de Herpetología*, 20: 5-16.

Pérez-Santigosa, N., Florencio, M., Hidalgo-Vila, J., Díaz-Paniagua, C. (2011.) Does the exotic invader turtle, *Trachemys scripta elegans*, compete for food with coexisting native turtles? *Amphibia-Reptilia*, 32: 167-175.

Pérez-Santigosa, N., Hidalgo-Vila, J., & Díaz-Paniagua, C. (2013). Comparing Activity Patterns and Aquatic Home Range Areas Among Exotic and Native Turtles in Southern Spain. *Chelonian Conservation and Biology*, 12(2): 313–319. <https://doi.org/10.2744/CCB-1028.1>

Perpiñán, D. (2004). Nuevos datos sobre la distribución de tres especies de galápagos en la provincia de Cuenca (centro de España). *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 14: 15-16.

Pleguezuelos, J.M. (2002). Las especies introducidas de anfibios y reptiles. En: Pleguezuelos, J.M., Márquez, R., Lizana, M. (Eds.). *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. Dirección General de la Conservación de la Naturaleza-Asociación Herpetológica Española. Madrid: 501-532.

Polo-Cavia, N., López, P., Martín, J. (2014). Interference competition between native Iberian turtles and the exotic *Trachemys scripta*. *Basic and Applied Herpetology*, 28: 5–20. <https://doi.org/10.11160/bah.13014>.

Real Decreto 1628/2011, de 14 de noviembre, por el que se regula el listado y Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras (Disposición derogada). *Boletín Oficial del Estado* núm. 298, de 12 de diciembre de 2011, pp. 132711-132735. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Referencia: BOE-A-2011-19398

Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, por el que se regula el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras. *Boletín Oficial del Estado* núm. 185, de 03 de agosto de 2013. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Referencia: BOE-A-2013-8565

Reglamento (CE) Nº 338/97 del Consejo de 9 de diciembre de 1996 relativo a la protección de especies de la fauna y la flora silvestre mediante el control de su comercio. *Diario Oficial de las Comunidades Europeas*.

Reglamento (CE) Nº 2551/97 de la Comisión de 15 de diciembre de 1997 por el que se suspende la introducción en la Comunidad de especímenes de algunas especies de fauna y flora silvestres. *Diario Oficial de las Comunidades Europeas*.

Reglamento (UE) nº 1143/2014 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 22 de octubre de 2014, sobre la prevención y la gestión de la introducción y propagación de especies exóticas invasoras. Diario Oficial de la Unión Europea. L 317/35. 4 de noviembre de 2014.

Reglamento de Ejecución (UE) Nº 828/2011 de la Comisión de 17 de agosto de 2011 por el que se suspende la introducción en la Unión de especímenes de determinadas especies de fauna y flora silvestres. Diario Oficial de la Unión Europea. L 211/11, 18 de agosto de 2011.

Reglamento de Ejecución (UE) 2016/145 de la Comisión, de 4 de febrero de 2016, por el que se adopta el formato del documento que ha de servir de prueba para el permiso expedido por las autoridades competentes de los Estados miembros que permita a los establecimientos llevar a cabo ciertas actividades sobre las especies exóticas invasoras preocupantes para la Unión de conformidad con el Reglamento (UE) nº 1143/2014 del Parlamento Europeo y del Consejo. Diario Oficial de la Unión Europea. L 30/1. 5 de febrero de 2016.

Reglamento de Ejecución (UE) 2016/1141 de la Comisión, de 13 de julio de 2016, por el que se adopta una lista de especies exóticas invasoras preocupantes para la Unión de conformidad con el Reglamento (UE) nº 1143/2014 del Parlamento Europeo y del Consejo. Diario Oficial de la Unión Europea. L 189/4. 14 de Julio de 2016.

Sampietro, F., Pelayo, J.E., Hernández, F., Cabrera, M., Guiral J. (2000). Descripción fisiográfica de la Comunidad Autónoma de Aragón. En: *Aves de Aragón. Atlas de especies nidificantes*. 2ª edición. Diputación General de Aragón.

Scalera, R. (2006). Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe (DAISIE). *Trachemys scripta*.

Seber, G.A.F. (1982). The Estimation of Animal Abundance and Related Parameters. Macmillan, N.Y.

Seidel, M.E., Ernst, C.H. (2006). *Trachemys scripta*. Catalogue of American Amphibians and Reptiles, 831: 1-94.

Seidel, M.E., Ernst, C.H. (2012). *Trachemys*. Catalogue of American Amphibians and Reptiles, 891: 1-17.

Semenov, D.V. (2010). Slider Turtle, *Trachemys scripta elegans*, as Invasion Threat (Reptilia; Testudines). Russian Journal of Biological Invasions, 1(4): 296-300.

Tortoise & Freshwater Turtle Specialist Group, (1996). *Emys orbicularis* (errata version published in 2016). The IUCN Red List of Threatened Species 1996: e.T7717A97292665. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.1996.RLTS.T7717A12844431.en>

Turtle Taxonomy Working Group (Rhodin, A.G.J., van Dijk, P.P., Iverson, J.B., Shaffer, H.B.). (2010). Update: Turtles of the world, 7th edition 2014: annotated checklist of taxonomy, synonymy, distribution with maps, and conservation status. Pp. 000.85–000.164. En: Rhodin, A. G. J., Pritchard, P. C. H., van Dijk, P. P., Saumure, R. A., Buhlmann, K. A., Iverson, J. B., Mittermeier, R.A. (Eds.). Conservation Biology of Freshwater Turtles and Tortoises: A Compilation Project of the IUCN/SSC Tortoise and Freshwater Turtle Specialist Group. Chelonian Research Monographs No. 5, doi:10.3854/crm.5.000.checklist.v3.2010, <http://www.iucn-tftsg.org/cbftt/>.

IUCN (2000). IUCN Guidelines for the Prevention of Biodiversity Loss Caused by Alien Invasive Species. Prepared by the SSC Invasive Species Specialist Group. Approved by the 51st Meeting of the IUCN Council, Gland Switzerland, February 2000.

United States Geological Survey (USGS). (2016). Non-indigenous Aquatic Species (NAS). Fact Sheet of *Trachemys scripta elegans*. Recuperado de: <https://nas.er.usgs.gov/queries/FactSheet.aspx?speciesID=1261>.

Valdeón, A. (2007). Datos biométricos preliminares de dos poblaciones de galápago europeo (*Emys orbicularis*) en el sur de Navarra. Munibe. Ciencias Naturales, 25: 158–163. Recuperado de: http://www.galapagosdenavarra.com/publications/Valdeon2007_Munibe25.pdf

Valdeón, A. (2015). Distribución, hábitat y datos poblacionales del galápago europeo (*Emys orbicularis*) en el Valle del Ebro: herramientas para la gestión de la especie y su hábitat. Tesis doctoral. Dpto. de Geografía y Ordenación del Territorio. Universidad de Zaragoza, Zaragoza.

Valdeón, A., Crespo-Díaz, A., Egaña-Callejo, A., A. Gosa, A. (2010). Update of the pond slider (*Trachemys scripta*) (Schoepff, 1792) records in Navarre (Northern Spain), and presentation of the Aranzadi turtle trap for its population control. Aquatic Invasions, 5: 297-302.

Valdeón, A., Guerrero, J., Puente, J., Longares, L.A. (2013). Rangers role in wildlife investigation. The case of the European Pond Turtle in the Ebro basin in Aragon (Spain). Conference: International Symposium on freshwater turtles conservation, Vila Nova de Gaia (Portugal).

van Dijk, P.P., Mateo Miras, J.A., Cheylan, M., Joger, U., Sá-Sousa, P., Pérez-Mellado, V. (2004). *Mauremys leprosa*. The IUCN Red List of Threatened Species 2004: e.T158468A5199555.

van Dijk, P.P., Harding, J., Hammerson, G.A. (2011). *Trachemys scripta*. The IUCN Red List of Threatened Species 2011: e.T22028A97429935. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2011-1.RLTS.T22028A9347395.en>

Wilbur, H.M., Morin, P.J. (1988): Life history evolution in turtles. En: Gans, C., Huey, R.B. (eds.), *Biology of Reptilia*, Vol. 16, Ecology B: Defense and Life History. Alan R. Liss, Nueva York: 387-439.

Williamson, M., Fitter, A. (1996). The varying success of invaders. *Ecology*, 77: 1661-1666.

9. Anexos

9.1. Anexo I: Identificación de los galápagos autóctonos
















	Cabeza	Cuello	Espaldar	Lateral	Peto	Cría espaldar	Cría peto
<i>Mauremys leprosa</i>	Adulto 						
	Juvenil 						
<i>Emys orbicularis</i>							

Figura 37. Identificación de los galápagos autóctonos. Fuente: Díaz-Paniagua et al., 2005.

9.2. Anexo II: Autorización captura de galápagos



RESOLUCIÓN DE 16 DE ABRIL DE 2015 DE LA DIRECCIÓN GENERAL DE CONSERVACIÓN DEL MEDIO NATURAL POR LA QUE SE AUTORIZA LA CAPTURA DE EJEMPLARES DE ESPECIES DE FAUNA SILVESTRE – GALÁPAGOS – CON FINES DE INVESTIGACIÓN Y DE EDUCACIÓN.

Antecedentes

En fecha 7 de abril de 2015, el Jefe de la Sección de Biodiversidad del Servicio Provincial de Agricultura, Ganadería y Medio Ambiente de Zaragoza, pone en conocimiento del Servicio de Biodiversidad de la Dirección General de Conservación del Medio Natural la incorporación de dos alumnos de la Universidad de Zaragoza en dicho Servicio Provincial para desarrollar el proyecto fin de master y fin de grado. Entre las tareas a realizar figura la captura de galápagos con fines de investigación dirigida a su conservación y el uso de datos relativos a galápagos generados por el Gobierno de Aragón.

Fundamentos de derecho

Primero.- La Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, en su artículo 52.3 establece una serie de prohibiciones genéricas relativas a acciones que afecten a especies de la fauna silvestre, incluyendo su captura y posesión, significándose en el artículo 54 para el caso de especies incluidas en el Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial.

Segundo.- El galápagos europeo (*Emys orbicularis*) y el galápagos leproso (*Mauremys leprosa*) son taxones incluidos en el Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial en virtud del Real Decreto 138/2011, de 4 de febrero; y asimismo incluidos en el Catálogo de Especies Amenazadas de Aragón en virtud del Decreto 181/2005, de 6 de septiembre, del Gobierno de Aragón, por el que se modifica parcialmente el Decreto 49/1995, de 28 de marzo, de la Diputación General de Aragón.

Tercero.- El régimen de excepciones a las prohibiciones establecidas en los mencionados artículos de la Ley 42/2007 viene establecido por el artículo 58.1 de la misma Ley, que dispone que podrán quedar sin efecto, previa autorización administrativa del órgano competente, cuando concurren determinadas circunstancias entre las que por motivos de investigación y educativos.

Cuarto.- El apartado 4 del artículo 3 de la Ley 10/2013, de 19 de diciembre, del Instituto Aragonés de Gestión Ambiental establece que en determinados procedimientos la competencia para tramitar, y resolver correspondará al órgano ambiental competente por razón de la materia integrado en la estructura del Departamento competente en materia de medio ambiente, cuando la tramitación de esos procedimientos se refiera a cualquier actuación desarrollada o promovida por los indicados órganos ambientales del citado Departamento en el ejercicio de las funciones de contenido ambiental. En el procedimiento 24, aplicable en los antecedentes expuestos, la autorización corresponde a la Dirección General de Conservación del Medio Natural.

Vistos los hechos y fundamentos jurídicos que anteceden, la Ley 30/1992, de 26 de noviembre, de Régimen Jurídico de las Administraciones Públicas y del Procedimiento Administrativo Común, modificada por la Ley 4/1999, de 14 de enero y en el Decreto 333/2011, de 6 de octubre, del Gobierno de Aragón, por el que se aprueba la estructura orgánica del Departamento de Agricultura, Ganadería y Medio Ambiente

RESOLUCIÓN

Primero.- Autorizar a D^a Andrea Calvo Buesa, con D.N.I. 18.057.656-B y a D. Carlos Montuñi Cereceda con DNI 18.062.016-R, la captura in vivo y marcaje de ejemplares de galápagos europeo (*Emys orbicularis*) y galápagos leproso (*Mauremys leprosa*) y la captura de galápagos albinos (*Trachemys* sp., *Chrysemys* sp., *Graptemys* sp., *Pseudemys* sp.), supeditándose al cumplimiento del siguiente condicionado:

- El ámbito territorial donde se autoriza la captura es la provincia de Zaragoza.
- El periodo de captura autorizado es el comprendido entre el 16 de abril de 2015 y el 15 de octubre de 2015.
- Los métodos de captura autorizados son trampas flotantes de aceleamiento y nasas con cebo provistas de elementos flotantes para evitar el posible ahogamiento de ejemplares.
- Los individuos capturados de especies autóctonas deberán liberarse de inmediato una vez se haya procedido a la toma de los datos biométricos y en su caso individualización.
- Los ejemplares de galápagos albinos capturados se pondrán a disposición de los agentes para la protección de la naturaleza de la demarcación que procederán a su posterior traslado al Centro de Recuperación de Fauna Silvestre de La Alfranca.

Segundo.- Autorizar a D^a Andrea Calvo Buesa, con D.N.I. 18.057.656-B y a D. Carlos Montuñi Cereceda con DNI 18.062.016-R el uso de datos sobre galápagos generados por el Gobierno de Aragón al objeto de su análisis, redacción de proyectos y publicación de artículos, condicionados en todo caso a citar expresamente el origen de los mismos.

Tercero.- Esta autorización se presentará ante cualquier autoridad o agente de la misma que lo requiera.

Cuarto.- La presente autorización tiene su sustento legal en la legislación citada y se concede sin perjuicio de otras que en su caso sean necesarias.



17 ABR. 2015

SALIDA n.º 354

NOTA DE RÉGIMEN INTERIOR

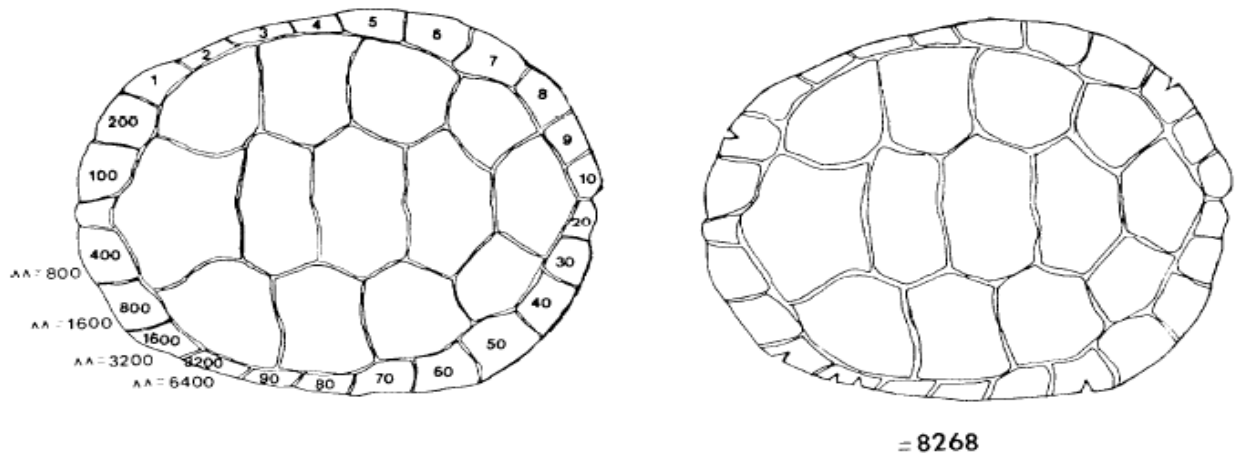
De:	Director General de Conservación del Medio Natural	Fecha:	16/04/2015
A:	Director del Servicio Provincial de Agricultura, Ganadería y Medio Ambiente de Zaragoza	Referencia:	FHF/
ASUNTO:	Autorización captura de galápagos	Número:	

Se adjunta para su conocimiento y efectos resolución por la que se autoriza la captura de galápagos y uso de datos sobre los mismos a Andrea Calvo Buesa y a D. Carlos Montoli Cereceda que van a desarrollar proyectos fin de master y grado en el Servicio Provincial de Agricultura, Ganadería y Medio Ambiente de Zaragoza.



Fdo.: Santiago Pablo Munilla López

9.3. Anexo III: Código de Holland (1991) de marcaje de galápagos



Cabeza	cola	
Extraído de (Holland, 1991)	(Dos marcas en la 400 indica un valor de 800 y similar)	
Codificación del Código Holland para galapagos autóctonos		
Números Holland	Prov	Población
3200-3499	HU	Río Cinca
3223-3306-etc	HU	Estaña (coordinado con Río Cinca para no coincidir números)
3500-3699	HU	Monegros (Sariñena, Alcanadre, Flumen, Guatizalema)
3700-3899	Z	Río Huerva y aledaños
4000-4099	Z	Río Queiles
4100-4399	TE	Bajo Aragón Alcañiz, Río Martín
4400-4599	Z	Bajo Aragón Caspe Matarranya Guadaloque
4600-4699	Z	Ribera Baja del Ebro: Quinto Zaida
4800-5050	Z	La Alfranca y La Cartuja
5050-5099	Z	Casetas: ojo cura ojo fraile
5100-5199	Z	Ribera alta del Ebro: Alagon, Gallur
5200-5399	HU	Hoya de Huesca: Sotonera
5400-5599	Z	Cinco Villas: cuenca río Arba
5600-5699	Z	Altas Cinco Villas: Onsella

- Parte anterior derecha: 1000;
- Parte anterior izquierda: 100;
- Parte posterior derecha: 1
- Parte posterior izquierda: 10

9.4. Anexo IV: Fotografía inferior y superior de ejemplares capturados



Europeo

Leproso

Florida

9.5. Anexo V: Fichas de campo

TRAMPEO DE GALAPAGOS



OBSERVADORES: CARLOS MONTULL / FRANCISCO SEBASTIAN y OTROS
CORREO ELECTRONICO: MUNICIPIO: ZARAGOZA y PASTRIZ
HUMEDAL O PARAJE: GALACHOS LA ALFRANCA y PASTRIZ
OBSERVACIONES:
TRAMPAS VERDES GRANDES 2X1M
C3 A C3 - NASAS DE LA CANTUJA / A1 - A3 - NASAS EN LA ALFRANCA

-D- METODO DONJANA Datos de los galápagos capturados
-H METODO HOLLAND

Nº trampa de captura	Nº Marca	Especie (GE, GL, GF*)	Sexo+	Fecha de captura	CL Longitud (caparazón superior)	CB Anchura (caparazón superior)	PL Longitud de plastrón (caparazón inferior)	Peso (g)	Foto superior	Foto inferior
C1	4804	GL	M♂	30/4/15	10'1 cm	8	9'2	143	4212	4818
C2	4805	GL	M♂	30/4/15	9,5	7,4	8,2	115		
C2	102 - D 420 - H	GL	M♂	30/4/15	18,1	12,7	16,2	735	4825	4826
C2	4806	GL	M♂	30	10,9	8,1	9,5	159	4821	4828
C2	40120	GL	H♀		21	14,6	18,9	1.250		
4615 → A1	4807	GE	M♂		10,9	8,9	9,9	259		
C3	4808	GL	M♂	04/5/15	10,1	7,8	9	137	nóvil	
1532 → C2	4532	GL	M♂	04/5/15	16,4	12	14,1	513	nóvil	
*1 A1	174	GE	M♂	4/5/15	12'8	9'8	10'7	341	nóvil	
C2	4020	GL	H♀	7/5/15	22,8	16,4	20,5	1622	nóvil	
A3	4809	GL	M♂	7/5/15	10,8	8,3	10,3	183	nóvil	
A1	1200 ⁽¹⁾	GL	H♀	7/5/15	20,1	15,3	19	1365	nóvil	
A1	4810 ⁽²⁾	GE	M♂	7/5/15	14,4	11,2	12,6	462	nóvil	
A1	145	GE	M♂	7/5/15	12,8	9,5	11	321	nóvil	
R A1	174	GE	M♂	7/5/15				366		
C2	4811	GL	M♂	12/5/15	14	10'5	13'4	396	nóvil	
27 A3	5011?	GL	M♂	12/5/15	18'4	13	16'2	681		
A3	4812	GL	H♀	12/5	19'5	13'9	18'2	987		
C1	4007	GL	H♀	15/5	21'5	15'8	20'2	1350		
(R) C1	4804	GL	H	19/5				189		
C2	4259	GL	M♂	19/5	17'4	15'4	12'8	650		
A1	4813	GE	M♂	19/5	12'6	9'4	10'9	317		

NOTA: En caso de no cumplimentar la ficha horizontal, indicar en una hoja para cada número de trampa sus coordenadas y tipo de trampa (soleamiento, nasa plegable o nasa grande).

* GE (galápago europeo), GL (galápago leproso), GF (galápago de Florida), CR (cangrejo rojo). Para otras especies se anotará abajo el significado de las siglas. También el número de ejemplares capturados.

+ Anotar M o H. Si LA cloaca con la cola estirada pasa notablemente del caparazón es macho. Si se queda a la altura del caparazón es hembra.

TRAMPEO DE GALAPAGOS



OBSERVADORES: CARLOS RONTULL / Fco SEBASTIÁN Y OTROS TFNO: CORREO ELECTRÓNICO: AMA:
MUNICIPIO: ZARAGOZA PASTRIZ PARAJE/HUMEDAL: GALA/HOS LA VERANCA Y LA CARTUJA
OBSERVACIONES DEL PARAJE:

EXPRESIÓN DE COORDENADAS (marcar casilla correspondiente):

Huso ☒ 30T ☐ 31T Datum ☐ European Datum 1950 ☐ ETRS89 ☒ WGS84

Nº Trampa	Tipo de trampa (nasa plegable, nasa grande, trampa de soleamiento, anguilera)	Coordenada X	Coordenada Y	Vegetación (subacuática, palustre = carrizal o eneal, sub+palustre, troncos, ninguna)	Profundidad	Fecha de colocación 28-4-2015	Revisión 1 Fecha: 30-4-2015	Revisión 2 Fecha: 4-5-2015	Revisión 3 Fecha: 7-5-2015	Revisión 4 Fecha: 12-5-2015	Revisión 5 Fecha: 15-5	
C 1	NASA GRANDE VERDE	684606	4607010				1GL 2CR	4CR			1GL 1CR 1PS	19/5
C 2	"	684625	4606899				4GL 1PG	1GL - 1CRpin 2CR	1GL - 1CRpin 1GL	1GL 1CR 1PS	1GL 1CR 1PS	19/5
C 3	"	684196	4606775				1GL-1CR-1PG 1PS-1GL	1GL-1CR-1PG 1GL	2CR, 2PS, 1PG (Fotos muel)	3PS, 4CR	2CR	1CR
A 1	"	686486	4608329				10 16F 10CR	16F 5CR	3GL, 1GL 5CR	6CR	1PS	8CR
A 2	"	686634	4607850				16F 5CR			3CR	12CR 1PG	
A 3	"	686578	4607920						1GL, 5PS, 4CR	2GL, 5PS, 3CR		3CR 5PS
7												
8												
9												
10												
11												
12												
13												

OBSERVACIONES: PG - PEZ GATO

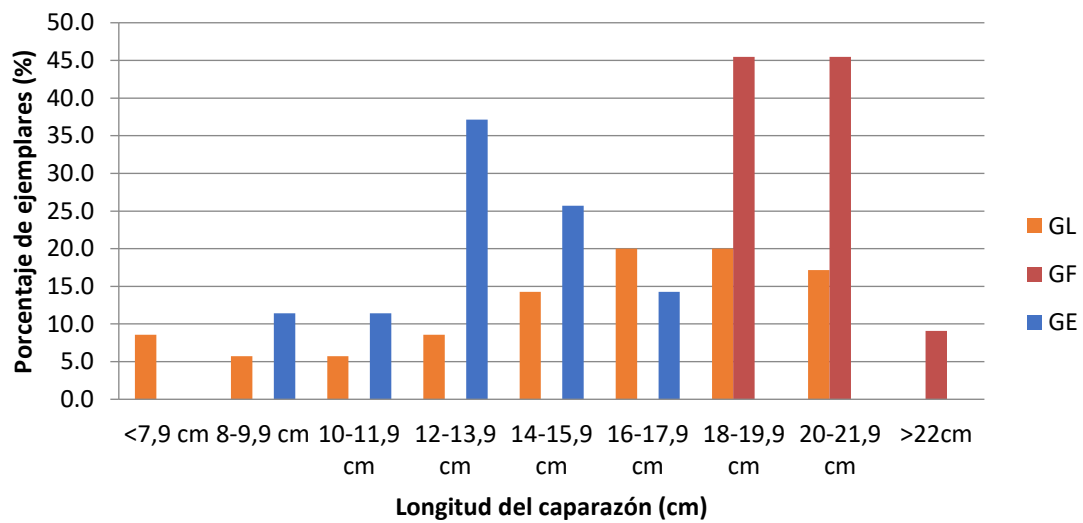
Instrucciones toma datos:

Es importante anotar el tipo de nasa para luego evaluar la efectividad de cada trampa para cada especie de galápagos.

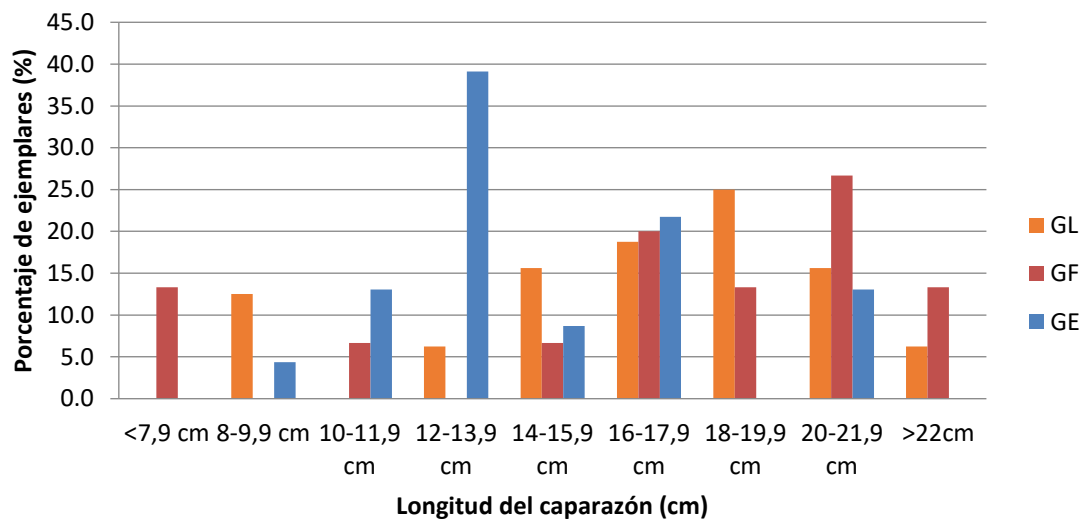
En las casillas "Revisión" se anotará: GE (galápagos europeo), GL (galápagos leproso), GF (galápagos de Florida), CR (cangrejo rojo). Para otras especies se anotará abajo el significado de las siglas. También el número de ejemplares capturados: Ej. GE 2, GF 1 (2 europeos y un Florida capturados). Si no hay ningún animal capturado se pondrá 0. Si no se puede revisar ese día una de las trampas se dejará en blanco la casilla. Si alguno de los animales capturados está marcado se señalará su número de marca de esta forma GE4021

9.6. Anexo VI: Estructuras poblacionales por año

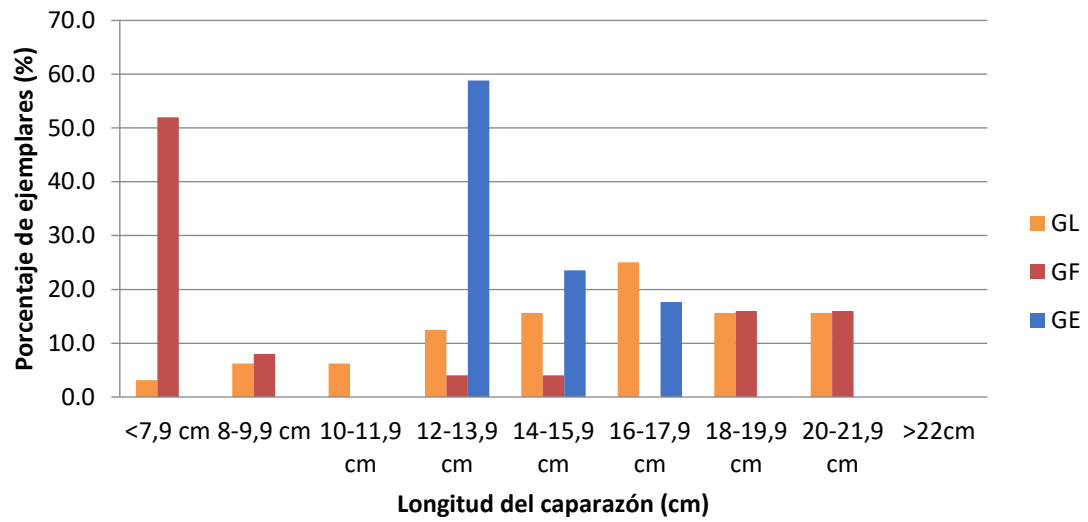
Alfranca-Cartuja, 2004, N=81



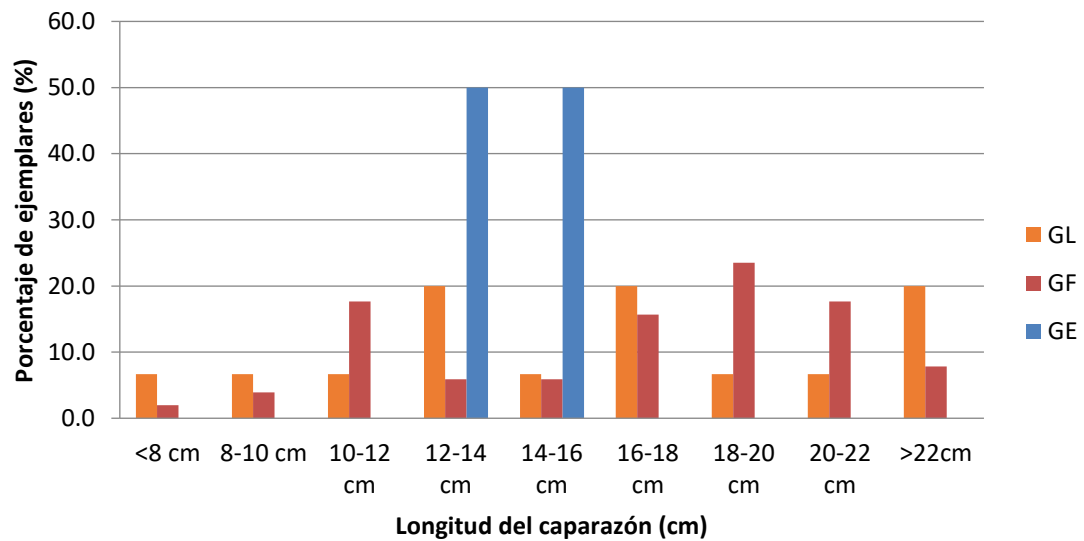
Alfranca-Cartuja, 2005, N=70



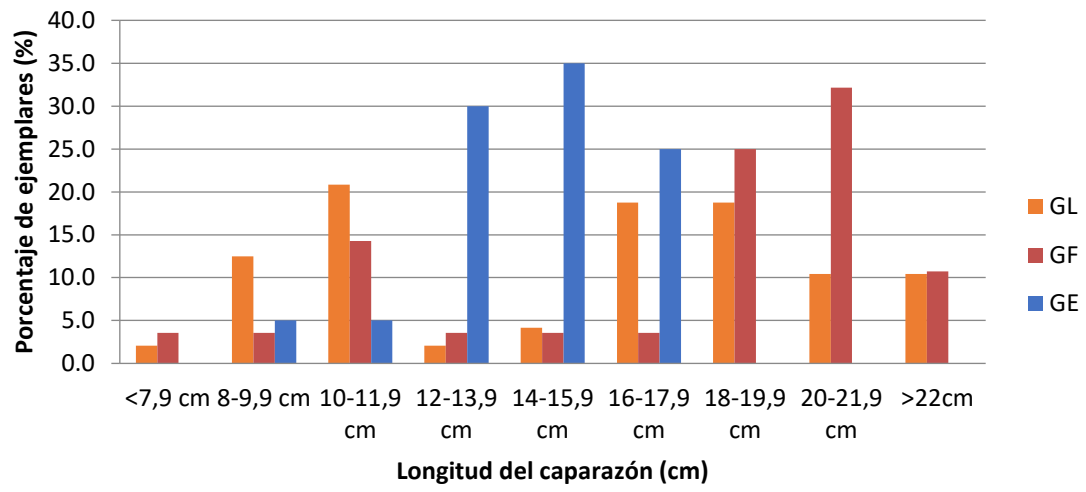
Alfranca-Cartuja, 2006, N=74



Alfranca-Cartuja, 2012, N=74



Alfranca-Cartuja, 2015, N=96



9.7. Anexo VII: Capturas según el tamaño y según el tipo de nasa

Tabla 12. Capturas de menor a mayor y según el tipo de nasa (GL= galápago leproso; GE= galápago europeo)

Nasa Pequeña (N= 38)	Longitud del caparazón (cm)	Nasa Grande (N=26)	Longitud del caparazón (cm)
GF	5,2	GL	10,5
GL	8,3	GL	10,7
GF	8,6	GE	12,9
GL	8,9	GF	14,5
GE	9,3	GE	14,7
GL	9,8	GE	14,9
GL	9,9	GE	16,4
GL	10,1	GL	16,7
GF	10,4	GL	16,7
GF	10,4	GL	17,5
GF	10,9	GL	18,3
GF	11,2	GF	18,8
GL	11,5	GF	19,3
GL	11,8	GL	19,6
GL	12,9	GL	19,7
GE	13,1	GF	20,1
GE	13,2	GF	20,4
GE	15	GF	20,9
GL	15,4	GF	21
GE	15,8	GF	21,1
GE	15,8	GF	21,1
GE	16,3	GF	21,2
GL	16,4	GL	21,5
GE	16,5	GF	22,1
GE	16,5	GL	22,1
GL	16,6	GF	22,2
GL	16,6		
GE	17,1		
GF	17,8		
GL	18		
GF	18		
GF	18,1		
GL	18,5		
GF	18,9		
GF	19,9		
GF	20,9		
GL	22,1		
GL	22,8		